

**Risikokarten als Planungsgrundlage
für Flächenbewirtschaftung
und Tourismuslenkung
im Nationalpark Kalkalpen
Oberösterreich**

Diplomarbeit
zur Erlangung des
Magistergrades der Naturwissenschaften
an der
Fakultät für Geowissenschaften, Geographie und
Astronomie

Eingereicht von
Johannes KOBLER
Wien, Oktober 2004

Danksagung

Das vorliegende Projekt „Risikokarten als Planungsgrundlage für Flächenbewirtschaftung und Tourismuslenkung im Nationalpark OÖ Kalkalpen“ wurde durch Herrn Dr. Klaus Katzensteiner und Herrn Dipl. Ing. Andreas Gärtner ermöglicht. Deshalb möchte ich in erster Linie Herrn Dr. Klaus Katzensteiner für die Initiierung des Projektes und die wissenschaftliche Betreuung dieser Arbeit danken. Dipl. Andreas Gärtner und möchte ich dafür danken, dass das Projekt von Seiten des Nationalparks Kalkalpen ermöglicht wurde.

Der Nationalpark Oö. Kalkalpen Ges.m.b.H. insbesondere dem Leiter Herrn Dr. Erich Mayrhofer möchte ich dafür danken, dass das Projekt finanziell unterstützt wurde.

Daneben möchte ich auch den Nationalparkmitarbeitern Dr. Erich Weigand, Dipl. Ing. Christian Fuxjäger und Dipl. Ing. Bernhard Schön für die Beratung bei fachlichen Fragen, die sich im Laufe des Projektes ergaben, bedanken.

Mein Dank gilt auch dem gesamten Institut für Waldökologie, das mir einen Arbeitsplatz und die nötigen Arbeitsmittel für die Erstellung des Projektes zur Verfügung stellte.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Untersuchungsgebiet	5
3	Methodik	11
3.1	Geographische Informationssysteme	11
3.2	Datengrundlage	23
3.3	Datentransformation	46
3.4	Erstellung der Modelldatensätze	72
3.5	Statistische Analysemethoden	73
3.6	Übertragung der Punktdaten auf die Fläche.....	93
3.7	Gefahr, Gefährdung, Vulnerabilität, Risiko	100
4	Statistische Modelle und deren Visualisierung	133
4.1	Erläuterung der Modellvariablen.....	133
4.2	Modellierung der effektiven Gründigkeit.....	139
4.3	Modellierung der Bodentypen	148
4.4	Modellierung der potentiell natürlichen Vegetation.....	163
5	Darstellung und Diskussion der Gefährdung	184
5.1	Ergebnis.....	184
5.2	Diskussion.....	191
6	Darstellung und Diskussion des Vulnerabilität	196
6.1	Ergebnis.....	196
6.2	Diskussion.....	209
7	Darstellung des Risikos	221
7.1	Ergebnis.....	221
7.2	Diskussion.....	250
8	Zusammenfassung	270
9	Literaturverzeichnis	272
10	Anhang	278
10.1	Anhang A	278
10.2	Anhang B	285
10.3	Anhang C	292
10.4	Anhang D	300
10.5	Anhang E	310

1 Einleitung

Das vorliegende Projekt „Risikokarten als Planungsgrundlage für Flächenbewirtschaftung und Tourismuslenkung im Nationalpark OÖ Kalkalpen“ wurde von der Nationalpark OÖ Kalkalpen GmbH mit dem Ziel in Auftrag gegeben, die Daten, die seit der Gründung des Nationalparks im Zuge einer Vielzahl von Projekten erhoben worden waren, zu Risikokarten für schützenswerte Flora- und Faunaelemente, für den Boden und für die Oberflächengewässer (Feuchtbiotope) beziehungsweise das Karstwasser zu verarbeiten.

Die Nachfrage nach diesen Karten war aus mehreren Gründen entstanden. Erstens wurden bei der Gründung des Nationalparks die Ziele des Nationalparks nicht nur darauf ausgerichtet, die Natur mit ihrer heimischen Fauna und Flora zu schützen und in ihren Urzustand zurückzuführen, sondern diese Natur auch der Forschung und den Besuchern des Nationalparks zu öffnen. Zweitens sollten innerhalb des Nationalparks ausgewählte Regionen (Bewahrungszonen), deren typisches Aussehen infolge der Bewirtschaftung des Menschen entstand, durch die Aufrechterhaltung dieser Bewirtschaftung erhalten bleiben. Da dieser Schutz der Flora, der Fauna, des Bodens und des Wassers auf der einen Seite und die Raumansprüche der Menschen auf der anderen Seite gezwungenermaßen zu Konflikten zwischen Mensch und Natur führen, mussten Wege gefunden werden, die Zonen, in denen diese Konflikte zu erwarten sind, zu finden. Drittens haben nicht nur die Raumansprüche des Menschen Auswirkungen auf die Natur. Auch der Rückzug der Menschen führt zu Veränderungen. Da jedoch bestimmte Tier- und Pflanzenarten von der Schaffung dieser „künstlichen“ Lebensräume profitiert haben, ist zu befürchten, dass diese Arten verschwinden oder ihre Populationen schrumpfen werden.

Mit Hilfe der oben erwähnten Risikokarten sollten einerseits die Zonen ermittelt werden, auf denen es zu diesen Konflikten (Risikozonen) kommen kann und andererseits innerhalb dieser Flächen Zonen mit unterschiedlicher Intensität der Auswirkungen (Risikoklassen) ausgeschieden werden. Da sich das Risiko aus der Kombination der unterschiedlichen Kategorien der Vulnerabilität (Verletzbarkeit, Sensibilität) eines Untersuchungsobjektes und der unterschiedlichen Kategorien der Gefährdung ergibt, wurde zuerst die Vulnerabilität für die oben genannten Themen und die Gefährdung für bestimmte Gefahren bewertet. Nach der Visualisierung dieser Bewertungen wurden die resultierenden Layer der Vulnerabilität und Gefährdung miteinander verschnitten. Die Ausführung dieser Arbeitsschritte erfolgte größtenteils mit Geographischen Informationssystemen. Abbildung 1 zeigt einerseits die Arbeitsschritte, die im Zuge der Erstellung der Risikokarten durchgeführt wurden und andererseits die Untersuchungsobjekte beziehungsweise die Gefahren, die bei der Erstellung dieser Karten berücksichtigt wurden. Die methodische Basis wurde aus dem Projekt „Georisikokarte Vorarlberg“ (VARNES, EINSTEIN, VAN WESTEN zit. nach KASSEBEER, 2002) übernommen.

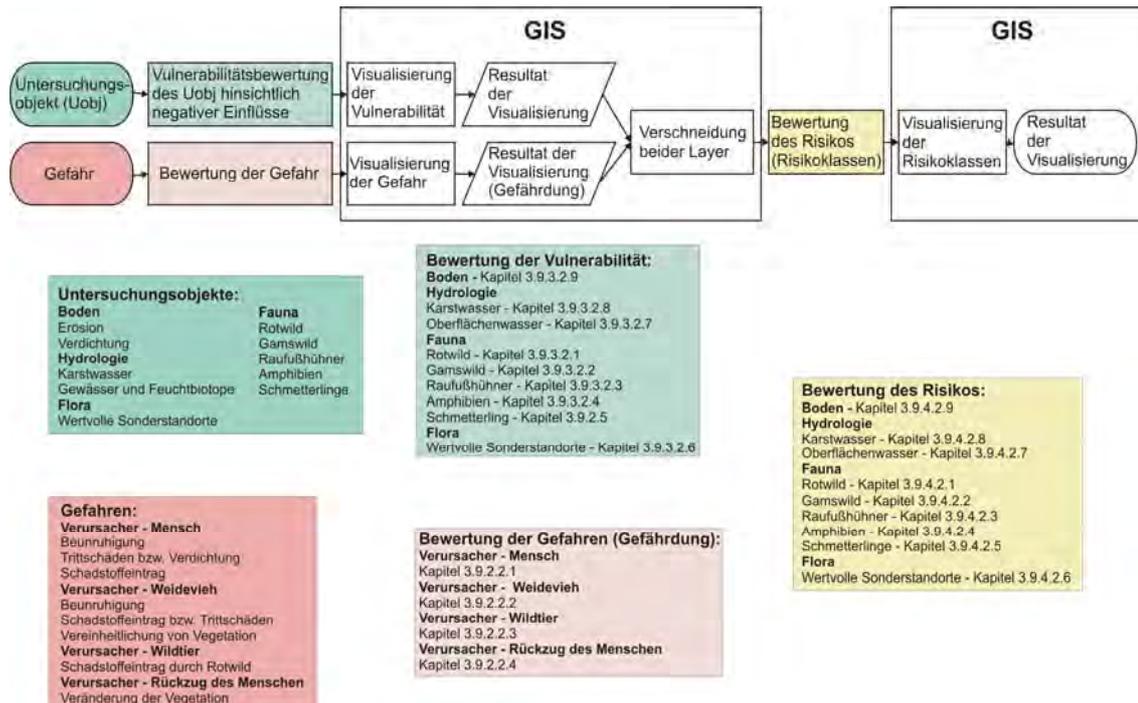


Abbildung 1: Gefahr – Gefährdung – Vulnerabilität – Risiko.

Da für die Vulnerabilitätsbewertung des Bodens und der Vegetation keine flächendeckenden Darstellungen der Bodentypen, der effektiven Gründigkeit und der potentiell natürlichen Vegetation vorlagen, stellte sich das Problem, die vorhandene Daten zu diesen 3 Themen, die im Zuge einer Naturrauminventur an einem 300 m Raster innerhalb kreisförmiger Inventurpunkte (10 m Radius) erhoben wurden, in die Fläche zu transformieren. Einen Überblick über methodische Ansätze zur Lösung dieses Problems geben unter anderem GUISSAN, ZIMMERMANN (2000) und RUSHTON, ORMEROD, KERBY (2004). Konkrete Anwendungen dieser Methoden sind in Publikationen von AUSTIN, MEYERS (1996), BRZEZIECKI, KIENAST, WILDI (1993) und DIRNBÖCK ET AL. (2003) zu finden. Abbildung 2 zeigt die Methoden, die schlussendlich gewählt wurden und die Arbeitsschritte, die zur Lösung des Problems durchgeführt wurden.

Die erste Frage betraf die Datenbasis, die für die Erstellung der flächendeckenden Darstellungen zu Verfügung stand.

Als Datengrundlage dienten die Daten einer Naturrauminventur, die seit 1994 als systematische Rasterstichprobe (300*300 Meter) durchgeführt wird, und die Daten jener Standortmerkmale, die flächenhaft für die gesamte Fläche des Nationalparks erhoben wurden.

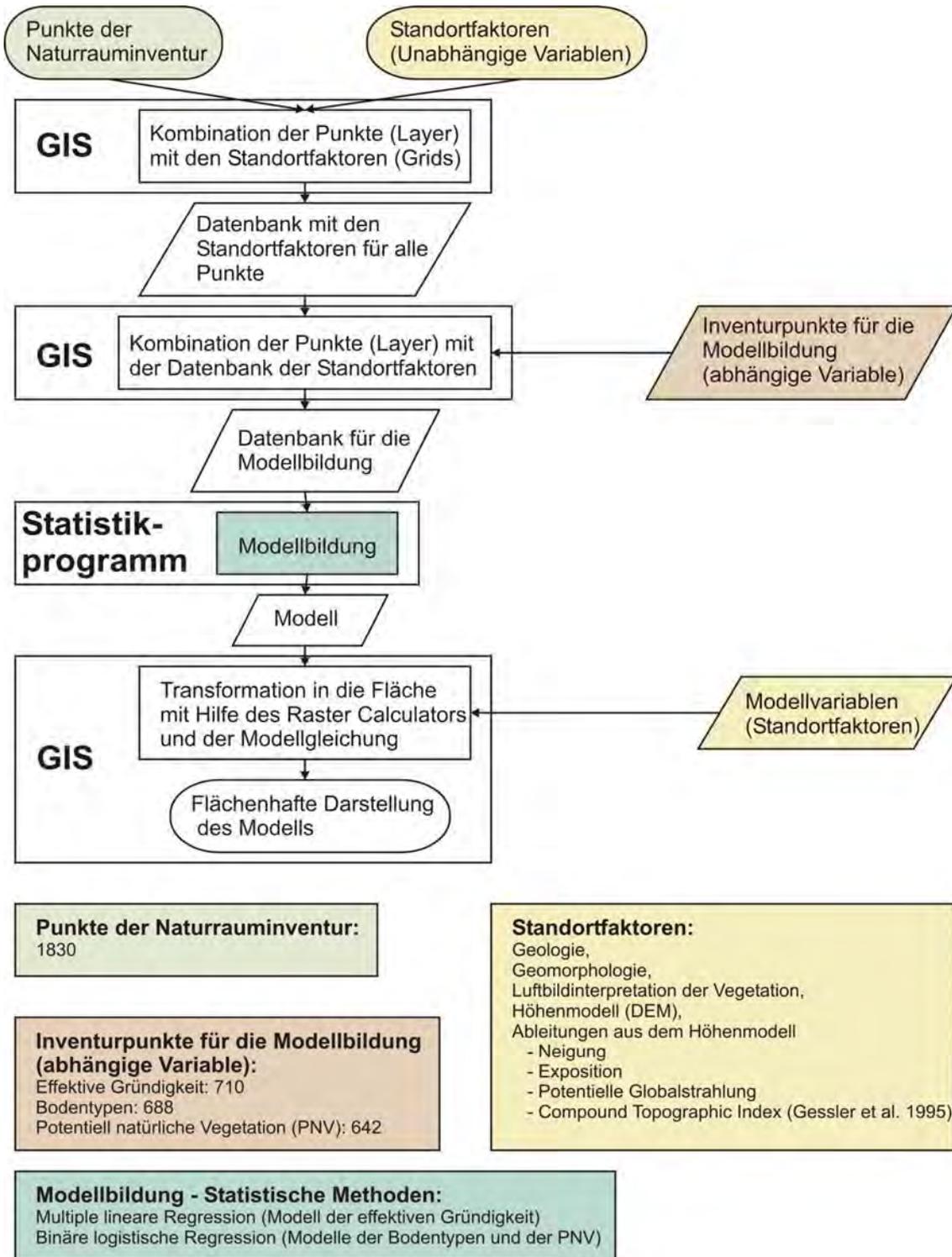


Abbildung 2: Regionalisierung punktförmiger Daten.

Des Weiteren stellte sich die Frage nach den geeigneten statistischen Methoden, mit denen aus den vorhandenen Daten statistische Modelle erstellt werden konnten.

Da die effektive Gründigkeit im metrischen Datenniveau vorlag, wurde für die Modellierung der effektiven Gründigkeit die Methode der multiplen linearen Regression gewählt. Als Basis für die Berechnung dienten die mittlere Mächtigkeit und der prozentuelle Anteil des Grobskeletts (Material über 2 mm), die für jeden Bodenhorizont im Zuge der Naturrauminventur ermittelt wurden. Als Ergebnis lieferte das Modell die geschätzte effektive Gründigkeit für jeden Inventurpunkt.

Da die beiden anderen abhängigen Variablen (Bodentypen, Potentiell natürliche Vegetation) als nominale Daten vorlagen, wurde für die Modellierung dieser beiden Variablen die binäre logistische Regression gewählt, wobei die einzelnen Kategorien als binäre Variable (0, 1) in die Modelle gingen. Als Basis für die Ausscheidung der Bodentypen dienten die Merkmale der einzelnen Bodenhorizonte des Bodenprofils. Die Ansprache der Bodentypen erfolgte im Gelände und wurde nach Eingabe in die Datenbank einer Plausibilitätsprüfung (KATZENSTEINER, 1998) unterzogen. Die Ausscheidung der PNV erfolgte ebenfalls im Gelände auf Basis der Standortmerkmale (Geologie, Boden, Exposition, Höhenlage, Exposition) und der Vegetation und wurde durch KOCH (1998) kontrolliert. Im Gegensatz zu der multiplen linearen Regression lieferte diese zweite statistische Methode für jeden Inventurpunkt eine statistische Eintrittswahrscheinlichkeit der untersuchten Kategorie.

Nach der Festlegung der Inventurpunkte, die bei der Modellbildung berücksichtigt wurden, wurde ein Datensatz erstellt, der die Standortfaktoren für jeden der 1830 Inventurpunkte enthielt. Als Standortfaktoren wurden dabei nur jene Daten berücksichtigt, die für die gesamte Fläche des Nationalparks vorhanden waren. Vor allem dem Höhenmodell kam bei der Generierung von Standortfaktoren große Bedeutung zu. Neben der Seehöhe wurden aus dem Höhenmodell noch weitere Standortfaktoren, wie die Neigung, die Exposition und die potentielle Globalstrahlung (Solar Analyst; FU, RICH, 2000) abgeleitet. Zusätzlich wurde noch der Compound Topographic Index (GESSLER ET AL., 1995) berechnet.

Mit den resultierenden Datenbanken konnten die statistischen Modelle für die abhängigen Variablen erstellt und mit Hilfe der flächenhaften Daten der Standortfaktoren in die Fläche (Raster Calculator) übertragen werden. Dabei wurde von der Annahme ausgegangen, dass die Modelle, die sich aus den Abhängigkeiten zwischen der abhängigen und den unabhängigen Variablen in der Stichprobe ergaben, auf die Fläche und somit auf die Grundgesamtheit übertragbar sind.

2 Untersuchungsgebiet

Der Nationalpark Kalkalpen befindet sich im südlichen Oberösterreich in der Region Molln – Windischgarsten – Laussa – Steyr. Er wurde 25. Juli. 1997 mit einer Größe von 16.500 ha gegründet. Seit dieser Zeit wurde er zweimal erweitert. Derzeit hat der Nationalpark eine Größe von 20.500 ha. Die internationale Anerkennung (IUCN, Kat. II) erhielt der Nationalpark im Jahr 1998.



Abbildung 3: Lage des Nationalparks Kalkalpen.

Das Klima wird in erster Linie durch die Lage des Nationalparks am nördlichen Staubereich der Alpen geprägt. Abbildung 4 zeigt die Walter-Lieth-Diagramme für ausgewählte Stationen in der näheren Umgebung des Nationalparks (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO WIEN, 1994). Sie zeigen hohe Niederschlagsmengen während des ganzen Jahres mit einem Maximum im Juli. Die Abnahmen der Jahresmitteltemperaturen betragen im Durchschnitt $0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro 100 m Seehöhe (KATZENSTEINER, 2002). Für die österreichischen Klimastationen beträgt die mittlere Abnahme $0.43\text{ }^{\circ}\text{C}$ je 100 Meter (HARFLINGER, KNEES, 1999). Im Winter führen die hohen Niederschlagsmengen zu einer teilweise sehr mächtigen Schneedecke, die sich aufgrund der Temperaturabnahme mit zunehmender Seehöhe lange halten kann.

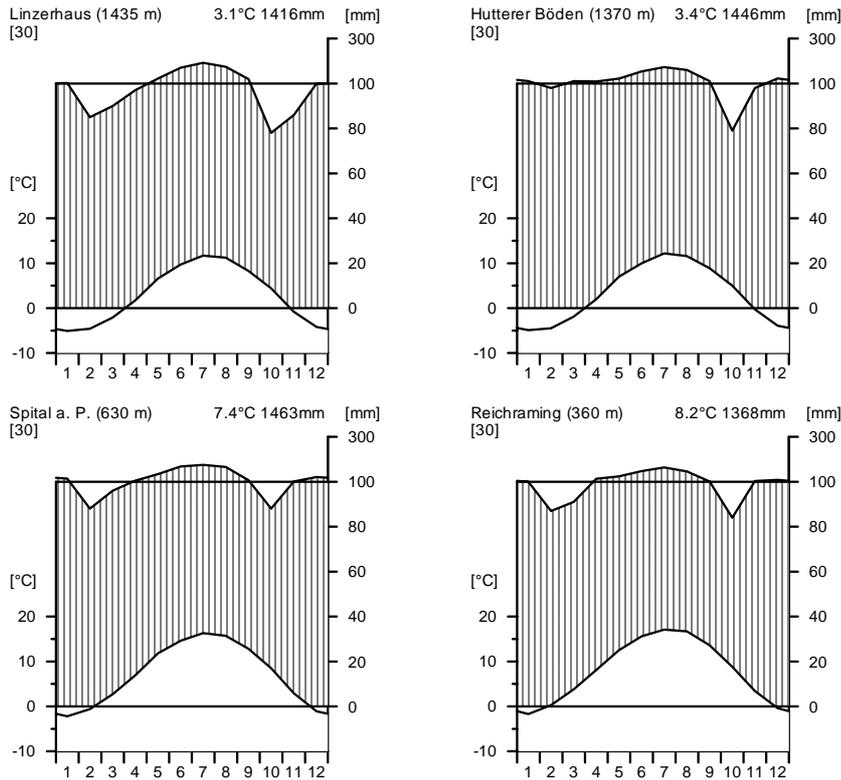


Abbildung 4: Klimadiagramme für ausgewählte Stationen in der näheren Umgebung des Nationalparks .

Die Geologie des Nationalparks ist dadurch geprägt, dass Karbonatplattformen, die ursprünglich in den Regionen des heutigen Italien gebildet wurden, nach Norden verlagert wurden und sich heute als wurzellose Massen über „fremden“ Untergrund befinden. Durch diese Verlagerung und die gleichzeitig oder später ablaufenden Hebungs- beziehungsweise Internbewegungen wurde diese geologische Masse in verschiedene Großblöcke und Schuppen zerlegt, die von Diagonalstörungen begrenzt sind (GÄRTNER ET AL., 1994). Eine dieser Schuppen – die Staufen-Höllengebirgsdecke – baut mit ihrem Typusgestein, dem Wettersteinkalk, den Sengengebirgszug und den Größtenberg auf. In nördlicher Richtung ist dieser Staufen-Höllengebirgsdecke die Reichenraminger Decke vorgelagert. Sie baut mit ihrem Typusgestein, dem Hauptdolomit, die Mollner Berge und das nördliche Hintergebirge auf. Auf der Linie Effertsbach – Feichtau – Ebenforst – Großer Bach sind diesem Gestein Obertrias-, Jura- und Kreidedeckschichten aufgelagert, deren Gesteinsarten sehr unterschiedliche Grade an tonigen Verunreinigungen aufweisen. Die Geologie um Windischgarsten und den östlichen Gebieten des Nationalparks bildeten sich aus Sedimenten, die während einer kreidezeitlichen Meerestransgression (Gosaumeer) abgelagert wurden. Diese tieferen und höheren Gosaschichten setzen sich vorwiegend aus weichen, sandig – mergeligen und grobklastischen Gesteinen mit Härtlingsbänken zusammen. Die augenscheinlichsten Zeugen der Eiszeiten sind Nägelfluhbänke im Steyrtal, Würm – Moränen, Niederterrassenschotter, Schwemmfächer und abgelagerte Feinsedimente. Sie erreichen im Nationalpark jedoch nur geringe Ausmaße. Größere Ausdehnungen erreichen dagegen die nacheiszeitlichen Ablagerungen wie

Schwemmfächer, Rutsch- und Schuttmassen, Blockwerk und Bergsturzmaterial (GÄRTNER ET AL., 1994). Neben den Arbeiten von LUEGER (1992) und GÄRTNER ET AL. (1994) wurden von PREY (1974) und TOLLMANN (1976) detaillierte Gebietsliteratur erstellt.

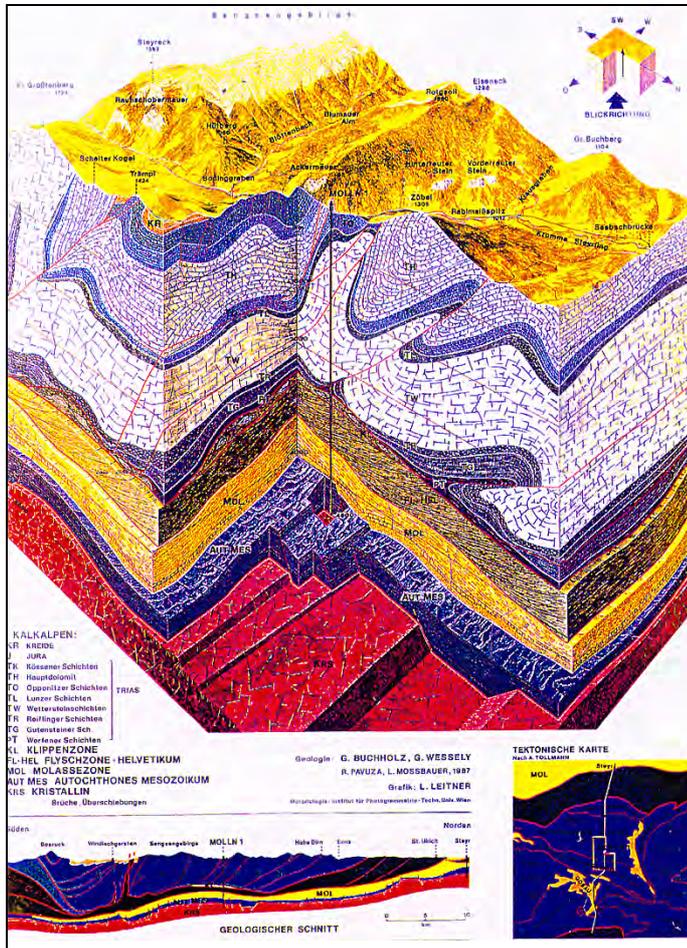


Abbildung 5: Schematische Darstellung der Ergebnisse der Tiefenbohrung „Molln“ (aus GÄRTNER ET AL., 1994).

Die ältesten Spuren der geomorphologischen Geländeformung sind die Altlandschaften des Ebenforstplateaus, des Zöbelbodens und der Plateauflächen des Sengsengebirges. Nach dieser Zeitperiode prägten vor allem die Hebung der Alpen, die Verkarstung, die eiszeitlichen Prozesse und die physische Verwitterung die Geländeformung (HASEKE, 1995). Durch die Hebung der Alpen und den Wasserreichtum der Interglaziale schuf die fluviglaziale und fluviale Erosion die großen Kerbtäler, die Schluchten und Klammern der Mollner Vorberge und des Hintergebirges. Innerhalb des Gebietes des verkarstungsfähigen Wettersteinkalkes bildeten sich diese fluvialen und fluviglazialen Formen nur im Bereich geologischer Schwächezonen und als Folge Zeiten außergewöhnlichen Wasserreichtums. Ein Teil des erodierten Materials lagerte sich in den vergleichsweise begrenzten Akkumulationsflächen (Wildbachschutt, Flussschotter) des Nationalparks ab (HASEKE, 1995).

Die Erosionskraft der eiszeitlichen Gletscher und das eiszeitliche Klima bildeten die glazialen und periglazialen Formen. Die deutlichsten Zeugen der Erosionskraft der eiszeitlichen Gletscher

blieben aufgrund der Standhaftigkeit des Gesteins in den Kalken und Dolomiten (U – Täler, „Glazialen Gassen“, Kare) erhalten. Ausgedehnte Akkumulationsformen (Lokalmoränen) sind nur am Rande des Nationalparks zu finden. Da große Flächen schon im periglazialen Raum lagen, nehmen die periglazialen Formen, die sich aufgrund des extremen Klimas (Feinschutt – Verwitterungsschwarten der Dolomitgebiete) bildeten, eine große Fläche ein (HASEKE, 1995). Das geomorphologische Hauptphänomen ist jedoch die Verkarstung mit ihrem oberirdischem (Karren, Dolinen) und unterirdischem (Höhlen, Schächte) Formenschatz. Die Karren und Dolinen dominieren vor allem oberhalb einer Seehöhe von 1300 Meter, wobei die Gesteinsart für die Bildung verschiedener Ausprägungen verantwortlich ist (HASEKE, 1995).

Bleibt als vierte geländeformende Kraft die mechanische Erosion und Akkumulation. Im Kalk erfolgen die mechanische Erosion und die Akkumulation vor allem im Bereich der größeren Wandabbrüche. Im Dolomit kann sich das Material der mechanischen Erosion auch auf Kuppen- und in Kammlagen (kleinsplittrige Feinschuttmassen mit hohem Erd- oder Sandanteil) befinden. Im Mergel und den Lockermaterialien finden sich in erster Linie Rutschungen, Sackungen und Plaiken (HASEKE, 1995).

Da der größte Teil des Nationalparks aus Wettersteinkalk und Hauptdolomit aufgebaut ist, prägen diese beiden Gesteinsarten auch die Hydrologie des Nationalparks. Im Wettersteinkalk und den anderen sehr gut verkarstungsfähigen Gesteinsarten ist abgesehen von einigen periodischen Gerinnen praktisch kein oberirdisches Entwässerungssystem vorhanden. Nur an den Schichtgrenzen zu anderen Gesteinsarten oder an anderen markanten Punkten tritt das Wasser in Form von Quellen an die Erdoberfläche. Da diese Quellen die Entwässerung von teilweise sehr großen Gebieten übernehmen, kann ihre Schüttung enorm hoch sein und je nach Witterung extrem schwanken (ANGERER, GÄRTNER, HASEKE, 1996). Die Dolomithydrographie ist geprägt durch lokale Sickerquellen im Bereich schuttgefüllter Mulden, kümmerliche Mittelwasserschüttung und ausgewaschene Felsbetten. Auffallend ist in diesen Gebieten das runsenartige, meist trockene Netz aus periodischen Gerinnen. In der Zone der Sandsteine und Mergel tritt die Bedeutung der Quellen als Element der Entwässerung zurück. Die Gewässer sind stets wasserführend, weil das Gestein das Wasser besser speichern kann. Die Zone der verunreinigten Karbonate (Jura – Kalke) ist geprägt durch eine kleinräumige Abfolge von Quellen, Ponoren und Vernässungen, die auf den stark schwankenden Anteil an tonigen Verunreinigungen der Gesteinsarten der Jura zurückzuführen sind (ANGERER, GÄRTNER, HASEKE, 1996). Zu vernachlässigen sind schlussendlich die zusammenhängenden ergiebigen Grundwasser, die sich auf die rezenten Talschotter, die Schotter der Niederterrasse und die eiszeitlichen beziehungsweise rezenten Schwemmfächer beschränken (ANGERER, GÄRTNER, HASEKE, 1996).

Wie bei der Hydrologie prägen der Wettersteinkalk und der Hauptdolomit auch die Bodenbildung im Nationalpark. Aus diesem Grund ist auch die Rendzina der Bodentyp, der bei der Naturrauminventur am häufigsten (Abbildung 6) ausgeschieden wurde. Die Braunlehme

sind dagegen häufig über Gesteinsarten mit tonigen Verunreinigungen zu finden. Sie sind in der Regel pseudovergleyt (KATZNESTEINER, 2000). Sehr häufig ist auch eine kleinräumige Verzahnung dieser 3 Bodentypen zu finden. Sie führt dazu, dass auf kleinstem Raum neben diesen 3 Bodentypen eine Vielzahl von Subtypen und Varietäten zu finden sind. Bodentypen der Gruppe Podsole sind nur auf sehr kleinen Flächen zu finden, weil silikatische Gesteinsarten innerhalb des Nationalparks eine untergeordnete Rolle spielen. Dasselbe gilt auch für die Bodentypen der Klasse Gleye. Da sie Häufigkeiten unter 5 aufwiesen, wurden sie nicht in der Abbildung berücksichtigt. Eine genauere Erläuterung der einzelnen Bodentypen ist im Anhang (Kapitel 10.2) zu finden.

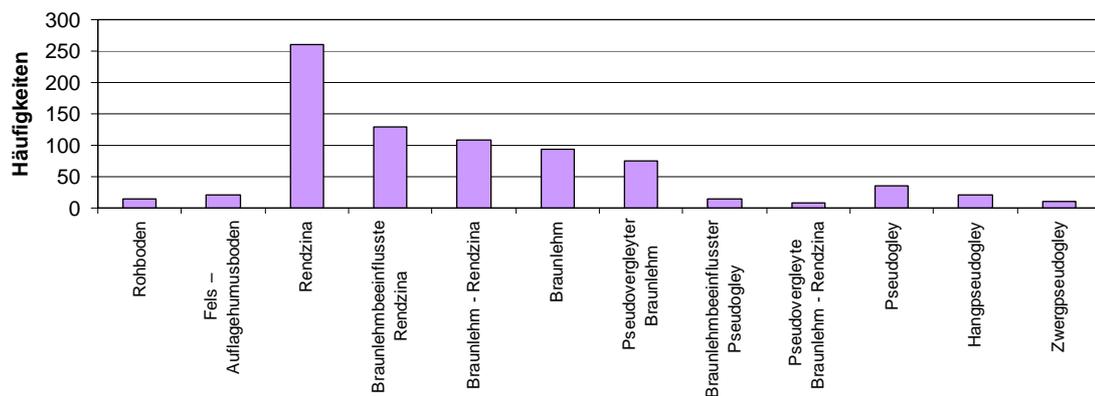


Abbildung 6: Die Bodentypen (Häufigkeiten > 5) des Nationalparks.

Der größte Teil des Nationalparks wird von Wäldern (etwa vier Fünftel) bedeckt, wobei diese Wälder durch die menschliche Nutzung vielfach verändert wurden. Die restliche Fläche setzt sich aus Latschen, Fels, alpinen Grünflächen und offenen Weideflächen zusammen. Die Latschen- und Felsflächen konzentrieren sich zum größten Teil auf das Sengsengebirge und den benachbarten Größtenberg. Abbildung 7 zeigt die Häufigkeiten der potentiell natürlichen Vegetationsgesellschaften, die auf den Inventurpunkten mit dem Prädikat *Waldfläche* (Beschirmung: > 30%) ausgeschieden wurden. Auf den ersten Blick wird deutlich, dass innerhalb des Nationalparks Gesellschaften des Verbandes *Fagion sylvaticae* (*Helleboro nigri* – *Fagetum*, *Carici albae* – *Fagetum*) dominieren. Dies ist unter anderem auf die klimatischen Gegebenheiten, die vorherrschenden geologischen Substrate und die Höhenlage des Nationalparks zurückzuführen. Reine Nadel- (*Carici albae* – *Piceetum*, *Galio rotundifolii* – *Piceetum*) und Föhrenwaldgesellschaften (*Erico* – *Pinetum sylvestris*, *Molinio litoralis* – *Pinetum*) sind sehr selten und zum Teil auf den menschlichen Einfluss (Degradation) zurückzuführen. Wie bei den Bodentypen sind alle potentiell natürliche Vegetationsgesellschaften und deren Standorte im Anhang (Kapitel 10.3) genauer erläutert.

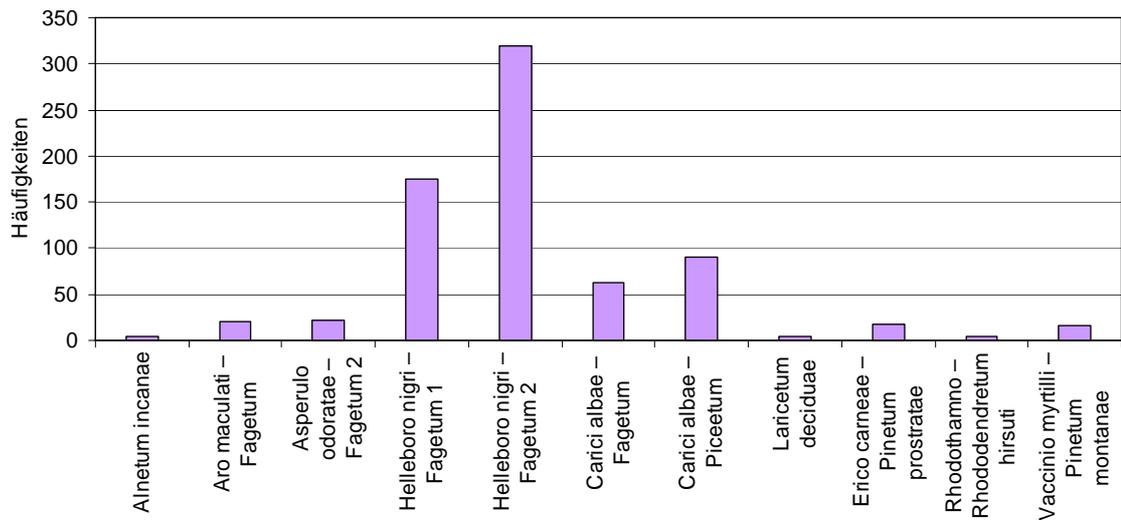


Abbildung 7: Die potentiell natürlichen Waldgesellschaften (Häufigkeiten > 5) des Nationalparks.

Die vielfältigen Lebensräume innerhalb des Nationalparks bieten vielen Tier- und Pflanzenarten eine Lebensgrundlage. Neben den 50 Säugetierarten findet man unter anderem 80 Brutvogel- und 1600 Schmetterlingsarten. Da sie eine große Bedeutung für den Nationalpark haben, wurden ihre wichtigsten Vertreter (Rotwild, Gamswild, Rauhfußhuhnarten) in diesem Projekt berücksichtigt. Eine genaue Beschreibung befindet sich im Anhang (Kapitel 10.1).

3 Methodik

3.1 Geographische Informationssysteme

3.1.1 Einleitung und Definition

Die Anfänge der Geographischen Informationssysteme reichen in die 60er Jahre des letzten Jahrhunderts zurück. Einen markanten Aufschwung erhielt diese Technologie durch die Entwicklung leistungsstarker und relativ kostengünstiger Computer, die einerseits die Verarbeitung großer Datenmengen und andererseits die Durchführung komplexer Algorithmen ermöglichten. In Folge wurde die GIS – Technologie von kommerziellen Anwendern übernommen und findet heute in vielen Bereichen (z. B.: Kommunen, Versorgungsunternehmen, Verkehrs- und Telekommunikationsunternehmen) des täglichen Lebens ihren Einsatz (DE LANGE, 2002).

Ein Geoinformationssystem ist ein rechnergestütztes System, das aus Hardware, Software, Daten und den Anwendungen besteht. Mit ihm können raumbezogene Daten digital erfasst und redigiert, gespeichert, verwaltet, aktualisiert, analysiert und modelliert sowie alphanumerisch und graphisch präsentiert werden (BILL, 1999).

Neben dem Begriff Geoinformationssystem gibt es die beiden Bezeichnungen Geographische Informationssysteme und GIS, die jedoch die gleiche Bedeutung haben (DE LANGE, 2002).

Im vorliegenden Projekt wurden folgende GIS – Programme verwendet:

ArcView 3.2a

Workstation ArcInfo GIS

ArcGIS 8.2

3.1.2 Datentypen im GIS

In einem GIS werden in erster Linie Objekte mit räumlichem Bezug verarbeitet. Diese so genannten Geoobjekte sind durch ihre geometrischen Eigenschaften, ihre nachbarschaftlichen Beziehungen (Topologie) zueinander, ihre thematischen Ausprägungen und ihre Identifikation als Objekt definiert (BILL, 1999).

3.1.2.1 Geometrie- und Topologiedaten

Die Grundlage der Geometrie ist immer ein eindeutiges räumliches Bezugssystem, welches genaue objektive und vergleichbare Angaben von Entfernungen und Flächeneigenschaften zulässt. Darauf aufbauend, bezieht sich die Geometrie eines Geoobjektes immer auf Informationen über die Lage dieses Geoobjektes in diesem Bezugssystem (DE LANGE, 2002). Die Topologie gibt dagegen die gegenseitige räumliche Beziehung geometrischer Elemente

wieder. Dabei wird die Geometrie der Geobjekte abstrahiert (DE LANGE, 2002). Der Unterschied zwischen diesen beiden Begriffen liegt darin, dass sich die Topologie bei einer Veränderung der Geometrie nicht zwingend verändern muss (DE LANGE, 2002).

3.1.2.1.1 Vektordaten

Die geometrischen Grundelemente von Vektordaten sind Punkt, Linie und Fläche (BILL, 1999). Es werden jedoch alle 3 Elemente letztendlich nur durch eine Anzahl von Punkte und den Vektoren zwischen diesen Punkten dargestellt. Eine Linie ist demnach durch eine Reihe von Punkten und den Vektoren zwischen diesen Punkten definiert. Dabei werden die Anfangs-, die Endpunkte beziehungsweise die Treffpunkte mehrerer Linien im topologischen Sinn als Knoten (engl. *node*, plural *nodes*) bezeichnet. Die Punkte zwischen diesen Knoten werden als Punkte oder Stützstellen (engl. *vertex*, plural *vertices*) bezeichnet. Der gesamte Linienzug, der durch 2 Knoten definiert wird, wird aus topologischer Sicht als Kante (engl. *arc*, plural *arcs*) bezeichnet. Eine Fläche ist durch einen oder mehrere Linienzüge, die eine abgeschlossene Einheit bilden, definiert. Dabei werden die begrenzenden Linien aus topologischer Sicht als Kanten, die Fläche selbst als Polygon (engl. *polygon*) bezeichnet. Selbst der einzelne Punkt kann als Vektor, dessen Anfangspunkt im Ursprung des zugrunde liegenden Koordinatensystems liegt, definiert werden. Das heißt, dass die gesamte geometrische Information auf Vektoren und Koordinatenangaben in einem Koordinatensystem basiert. (DE LANGE, 2002). Abbildung 8, Abbildung 9 und Abbildung 10 zeigen, wie die räumliche Information von Polygonen in Form von relationalen Tabellen in einer Datenbank abgespeichert wird.

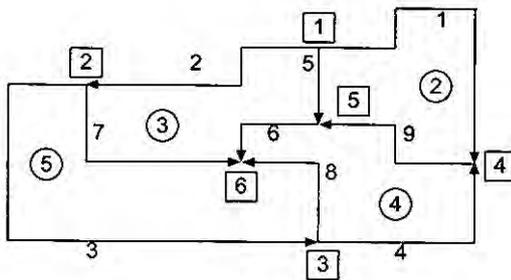


Abbildung 8: Geometrisch – topologische Modellierung von Beispielflächen (aus DE LANGE, 2002).

Kante	von Knoten	zu Knoten	Polygon links	Polygon rechts
1	1	4	1	2
2	1	2	3	1
3	2	3	5	1
4	3	4	4	1
5	1	5	2	3
6	5	6	4	3
7	2	6	3	5
8	3	6	5	4
9	4	5	4	2

Abbildung 9: Knoten – Kanten – Knoten Modellierung der Flächen in Abbildung 1 (aus DE LANGE, 2002).

Polygon	Kanten
2	-1, 5, -9
3	2, 7, -6, -5
4	9, 6, -8, 4
5	3, 8, -7

Abbildung 10: Polygon – Kanten Modellierung der Flächen in Abbildung 1 (aus DE LANGE, 2002).

3.1.2.1.2 Rasterdaten

Im Gegensatz zu den Vektordaten erfolgt die Darstellung eines räumlichen Sachverhalts bei Rasterdaten nur mit Flächen. Diese Fläche werden als Pixel (engl. Picture Element) bezeichnet und weisen denselben Flächeninhalt beziehungsweise dieselbe Flächenform (z.B.: Quadrat, Rechteck) auf (BILL, 1999). Die Größe dieser Elemente ist je nach Fragestellung beliebig veränderbar und hängt von den Anforderungen der Wiedergabegenauigkeit des darzustellenden räumlichen Phänomens ab. Die einzelnen Pixel sind zeilenweise und spaltenweise in einer Matrix angeordnet (BILL, 1999) und enthalten als einzige Information den Wert des dargestellten räumlichen Phänomens an diesem Ort. Sie sind zwar durch den Ursprung des Rasters, der durch die Koordinaten des Mittelpunkts des linken oberen Pixels wiedergegeben wird, und die Angabe der Zeilen- und der Spaltennummer eindeutig definiert, zwischen den einzelnen Pixel werden jedoch keine Nachbarschaftsbeziehungen (Topologie), die mit jenen der Vektordaten vergleichbar sind, aufgebaut. Bei den Rasterdaten ergibt sich die Topologie aufgrund der Geometrie der Pixel. Das heißt, dass sich die Nachbarschaft entweder auf eine gemeinsame Zelleseite oder auf eine gemeinsame Zellenecke beschränkt (DE LANGE, 2002).

3.1.2.1.3 Vergleich von Vektor- und Rasterdaten

Tabelle 1 zeigt die Vor- und Nachteile von Vektor- und Rasterdaten. Bei genauerem Studium der angeführten Argumente zeigt sich, dass kein Datentyp favorisiert werden kann. Vielmehr können die vorhandenen Daten bei der Lösung der meisten Fragestellungen sowohl als Vektor- als auch als Rasterdaten verarbeitet werden. Die Entscheidung, welcher Datentyp gewählt wird, hängt letztendlich davon ab, wie das geforderte Resultat am effizientesten erbracht werden kann und welche Anforderungen an das Resultat gestellt werden.

3.1.2.2 Sachdaten

Sachdaten, thematische Daten oder thematische Attribute beziehen sich in einem geographischen Informationssystem immer auf bestimmte Geobjekte und repräsentieren alle nichtgeometrische Elemente wie zum Beispiel Texte, Messwerte, Nummern, Namen und Eigenschaften. Ihre Aufgabe besteht darin, die dargestellten Geobjekte näher zu charakterisieren. Da sie mit den Geobjekten verknüpft sind, werden sie bei der Analyse der Daten ebenso verarbeitet (BILL; 1999).

3.1.2.3 Objektidentifikator

Wenn für Geoobjekte thematische Attribute vergeben werden, dann erfolgt die Zuordnung dieser Objekte zu den jeweiligen Thematiken über den Objektidentifikator (BILL, 1999). Das heißt, dass die thematische Attributierung nicht nur die Geoobjekte genauer charakterisieren, sondern auch zu verschiedenen Aggregationsebenen zusammenfassen sollte. Deshalb sollte die Vergabe thematischer Attribute so gestaltet werden, dass in späteren Analyseschritten der eindeutige Zugriff auf ein bestimmtes Objekt oder auf bestimmte Objektgruppen auf Basis dieses Identifikators möglich ist (BILL, 1999).

Im GIS – Bereich gibt es zwei Methoden, mit denen diese Anforderung an den Objektidentifikator erfüllt wird. Bei der Anwendung des Ebenen- oder Folienprinzips werden die Geoobjekte mit unterschiedlichen Thematiken in unterschiedlichen Ebenen (Layers) abgespeichert. Durch das Übereinanderlegen dieser Ebenen kann eine Gesamtdarstellung gewonnen werden. Durch die Verknüpfung der einzelnen Ebenen kann die Information von mehreren Layern gewonnen werden (BILL, 1999). Das Objektklassenprinzip geht von einer hierarchischen Anordnung verschiedener thematischer Mengen aus, wobei alle Objekte mit einem bestimmten Merkmal in einer Objektklasse zusammengefasst sind (BILL, 1999).

Tabelle 1: Vergleichende Gegenüberstellung von Vektor- und Rasterdaten (aus DE LANGE, 2002).

	Vektordaten	Rasterdaten
Vorteile	Hohe geometrische Genauigkeit	Einfache Datenstrukturen
	Eindeutige Objektbeschreibung	Geringer Aufwand bei Erfassung der Geometrie und Topologie
	Geringe Datenmenge	Kompatibel mit Fernerkundungs- und Scannerdaten
	Größere Ähnlichkeit der graphischen Präsentation mit traditionellen Karten	Einfaches und schnelles Überlagern und Verschneiden von Geoobjekten
		Einfache und schnelle logische und algebraische Operationen
Nachteile	Komplexe Datenstruktur	Keine Form- und Lagetreue der Geoobjekte
	Aufwändige Erfassung von Geometrie	Höherer Speicheraufwand
	Aufwändige und rechenintensive logische und algebraische Operationen	Kleine Pixelgröße mit explodierenden Datenmengen für höhere Genauigkeitsanforderungen
	Parallele geometrischen und topologische Beschreibung der Geoobjekte	Weniger zufrieden stellende graphische Präsentation
		Aufwändige Koordinatentransformation

3.1.3 Bearbeitung und Analyse von Vektordaten

3.1.3.1 Erfassen und Editieren von Vektordaten

In vielen Fällen steht das Erfassen und Editieren von Daten am Anfang eines GIS – Projektes. Dabei muss grundsätzlich unterschieden werden, ob die benötigten Daten in digitaler oder analoger Form vorliegen. Digitale Daten mit passendem Datenformat müssen lediglich übernommen werden. Digitale Daten, die ein fremdes Datenformat aufweisen, müssen importiert und in das erforderliche Format umgewandelt werden. Dazu gehören auch Daten, die im Gelände (z. B.: GPS – Daten, Vermessungsdaten) aufgenommen wurden. Analoge Daten müssen zuerst manuell oder (semi-)automatisch digitalisiert werden. Dieser Arbeitsschritt kann bei größeren Datenmengen sehr arbeitsintensiv sein. Auch bei einer automatischen Digitalisierung muss das Ergebnis noch einmal kontrolliert und in vielen Fällen korrigiert werden. Um die Daten einheitlich darstellen zu können, sollte allen Daten ein einheitliches räumliches Bezugssystem zugeordnet werden (DE LANGE, 2002).

Nach dem Erfassen der Daten müssen diese, wenn nötig, korrigiert werden. Das Ziel dieser Datenaufbereitung ist in erster Linie eine korrekte Geometrie. Diese ist nötig, um abschließend eine fehlerfreie Topologie aufbauen zu können. Neben der Geometrie müssen auch die thematischen Attribute der Geoobjekte überprüft und wenn nötig korrigiert werden. Dazu stellen GIS – Programme in der Regel eine Reihe von (interaktiven) Werkzeugen zur Verfügung (DE LANGE, 2002).

Die folgende Auflistung zeigt eine Auswahl dieser Werkzeuge (DE LANGE, 2002):

Entfernen überflüssiger Elemente

Hinzufügen neuer Elemente

Teilen von Linien und Flächen

Verschieben und kopieren von Elementen

Umbenennen von Attributen

Zusammenfügen bestimmter Attributtabelle über einen gemeinsamen Datenschlüssel.

3.1.3.2 Verwaltung von Vektordaten

Diese Form der Datenanalyse konzentriert sich vor allem auf die Generierung von Information aus den Daten. Dabei kann sich die Informationsabfrage auf die Geometrie, die Topologie oder die thematischen Attribute beziehen (BILL, 1999).

Die folgenden Auflistungen zeigen einige Beispiele für Abfragen (BILL, 1999):

Geometrische Abfragen:

Selektiere alle Flächen mit einer Breite über 250 Meter.

Selektiere alle Flächen über einer Seehöhe von 2500 Meter.

Topologische Abfragen:

Selektiere alle Grundstücke, die neben Straßen liegen.

Selektiere alle Ackerflächen, die an Waldflächen angrenzen.

Thematische Abfragen:

Selektiere alle Straßen, die als Autobahnen ausgewiesen sind.

Wie heißt, dieser Ort?

Die Abfrage selbst, erfolgt entweder interaktiv über den Bildschirm oder mit Hilfe einer Datenbankabfragesprache über einen Abfragemanager (DE LANGE; 2002). Dabei ist es durchaus üblich, dass bei den Abfragen mehrere Layer kombiniert werden. Das Ergebnis wird in den meisten GIS – Programmen auf dem Bildschirm und den entsprechenden Tabellen farblich hervorgehoben (DE LANGE, 2002).

3.1.3.3 Fortführung und Aktualisierung von Vektordaten

Die Fortführung und Aktualisierung der Daten konzentriert sich darauf, die Veränderungen, die in der realen Welt vor sich gingen, auf die erfassten Daten zu übertragen (BILL, 1999). Wie die Datenerfassung kann auch dieser Prozess sehr zeitintensiv sein (BILL, 1999). Die Werkzeuge, die bei der Fortführung und Aktualisierung von Daten angewandt werden, umfassen unter anderem das Drehen, Bewegen, Löschen, Einfügen, Importieren, Auftrennen oder Verschmelzen von Geoobjekten (BILL, 1999). Ziel ist, wie bei Ersterfassung der Daten, eine fehlerfreie Geometrie als Basis für den Aufbau der Topologie.

3.1.3.4 Generierung von Zonen (Puffer)

Die Basis für die Generierung von Zonen bilden die Grundelemente (Punkt, Linie, Fläche) der Vektordaten. Ausgehend von diesen Elementen werden nach rein geometrischen Bedingungen neue Flächen gebildet, die abgesehen von Umfang und Flächengröße keine thematischen Attribute aufweisen (DE LANGE, 2002). Von den GIS – Programmen werden in der Regel eine Vielzahl von Pufferbefehlen bereitgestellt, mit denen unterschiedliche Puffertypen erstellt werden können. Die neuen Flächen weisen meist Einzugsbereiche bestimmter Geoobjekte aus und bilden die Basis für weitere Analyseschritte.

3.1.3.5 Räumliche Verschneidung von Vektordaten

Die GIS – Funktionen, die in diesen Analysebereich fallen, könne in 2 große Gruppen geteilt werden:

Räumliche Überlagerungen und Verschneidungen (Overlay – Funktionen)

Verarbeitung von Grenzen (Boundary – Funktionen) (DE LANGE, 2002).

Die Overlay – Funktionen gehören zu den elementaren GIS – Funktionen und kommen dementsprechend oft zur Anwendung. Dabei wird die Information mehrerer Layer kombiniert, um daraus neue Information zu gewinnen. Der resultierende Layer enthält einerseits die Information der ursprünglichen Layer und andererseits die geometrische und topologische Information des resultierenden Layers. Die Attributwerte der entstehenden Objekte, werden von den ursprünglichen Objekten übernommen (DE LANGE, 2002). Abbildung 11 zeigt die Veränderungen in den Attributtabelle (Feature – Tables), die bei der Verschneidung von zwei Layern vorgenommen werden.

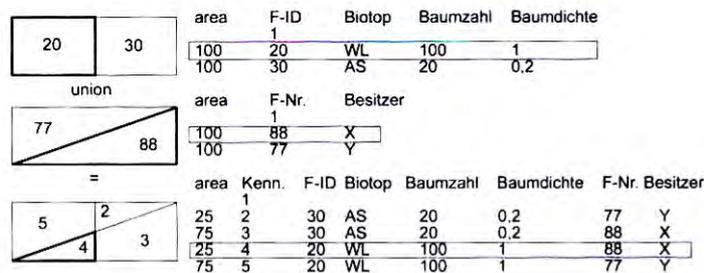


Abbildung 11: Verarbeitung der Attribute von Geobjekten bei räumlichen Verschneidungen (aus DE LANGE, 2002).

Abbildung 12: zeigt die wichtigsten Befehle und eine kurze Beschreibung. Dabei ist zu beachten, dass nicht mit allen Befehlen alle geometrischen Grundelemente verarbeitet werden können. Grundsätzlich handelt sich dabei immer um eine der folgenden 3 Verschneidungsarten:

Verschneidung Punkt mit Fläche

Verschneidung Linie mit Fläche

Verschneidung Fläche mit Fläche.

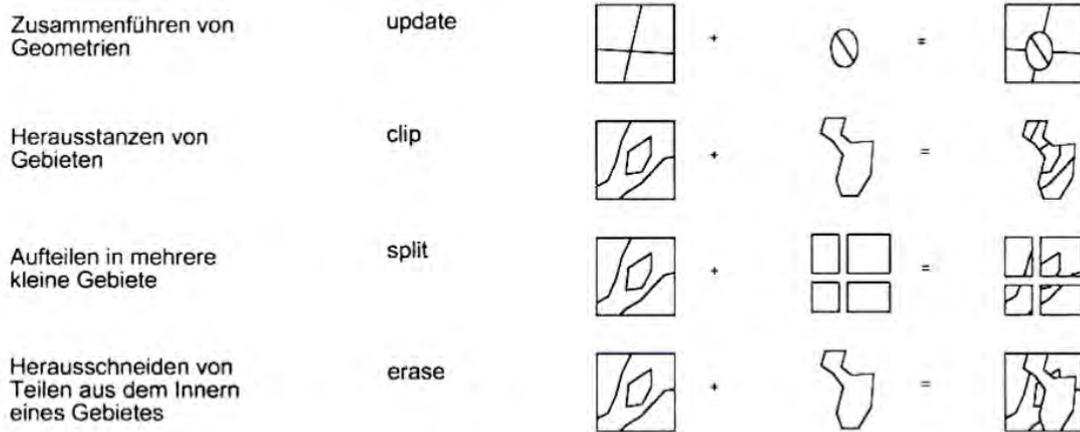


Abbildung 12: Räumliche Überlagerungs- oder Verschneidungsfunktionen (aus DE LANGE, 2002).

Abbildung 13 zeigt jene Funktionen, mit denen die Grenzen des Arbeitsgebietes modifiziert werden können. Die Ausführung dieser Befehle führt zu einer Veränderung der geometrischen Eigenschaften der räumlichen Objekte. Die thematischen Attribute bleiben die gleichen.

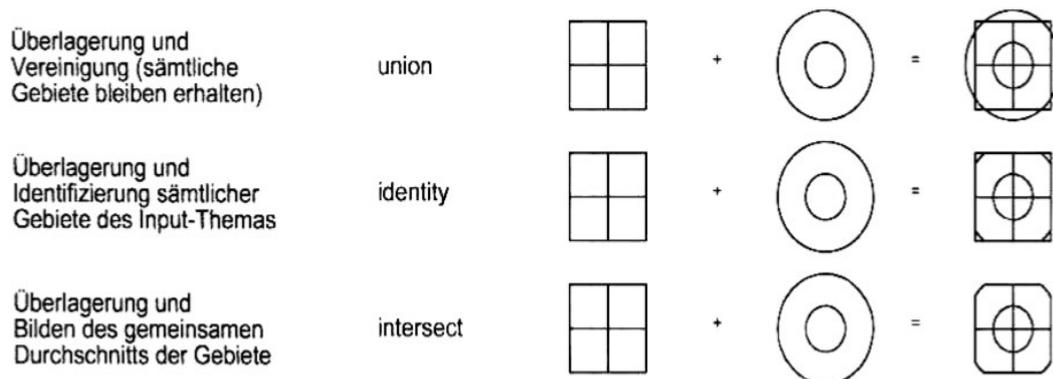


Abbildung 13: Verarbeitung von Grenzen (aus DE LANGE, 2002).

3.1.4 Bearbeitung und Analyse von Rasterdaten

3.1.4.1 Aufbereitung von Rasterdaten

Die Datenerfassung von Rasterdaten erfolgt einerseits mit primären passiven oder primären aktiven Geräten und andererseits mit sekundären Aufnahmegaräten (DE LANGE, 1999). Diese primären passiven Geräte zeichnen dabei jene Strahlung auf, die von den Geoobjekten reflektiert oder emittiert (z.B.: Sonnenstrahlung, Thermalstrahlung) wird. Beispiele dafür, sind so genannte Multispektralscanner, die in Satelliten installiert sind oder gewöhnliche Digitalkameras. Primäre aktive Geräte zeichnen dagegen jene Strahlung auf, die sie selbst aussenden und, die von den Geoobjekten reflektiert wird. Sekundäre Aufnahmegaräte wandeln dagegen vorhandene analoge Materialien (z. B.: Karten, Zeichnungen, Dias) in digitales Datenformat um. Beispiele dafür sind Flachbett- oder Durchlaufscanner (BILL, 1999).

Nach der Erfassung der digitalen Rasterdaten durch ein externes Gerät müssen diese georeferenziert und rektifiziert werden. Dabei werden entweder gut sichtbaren Punkten im Rasterbild Koordinaten eines Koordinatensystems zugewiesen oder diese Punkte werden mit denselben Punkten in den Ausgangsdaten verknüpft. Die Qualität dieser Georeferenzierung wird mit Hilfe des RMS – Fehlers quantifiziert. Diese ist umso besser, je kleiner dieses Maß ist. Das Ergebnis ist das so genannte Worldfile, welches im gleichen Verzeichnis unter dem gleichen Namen abgespeichert wird und die Transformationsparameter enthält. Bei der Rektifizierung werden die Werte der Pixel des gesamten Bildes auf Basis der Transformationsparameter des Worldfiles neu berechnet und als neues Rasterbild mit neuem Worldfile abgespeichert.

Eine zweite Quelle, aus der Rasterdaten generiert werden können, stellen alle digitalen Vektordaten dar. Entscheidend bei der Konvertierung der Vektor- in Rasterdaten ist die Wahl der Pixelgröße. Je kleiner diese ist, desto genauer wird der ursprüngliche Vektordatensatz wiedergegeben.

3.1.4.2 Auswertung von Rasterdaten

Die Auswertung von originären Rasterdaten basiert immer auf den Pixelwerten, die auch mehrere Werte (z.B.: Satellitenbilder) umfassen können. Ein relatives einfaches Auswerteinstrument ist die Reklassifizierung des ursprünglichen Rasterbildes. Daneben gibt es jedoch eine Reihe von spezifischen Methoden der digitalen Bildverarbeitung, auf die jedoch in dieser Arbeit nicht näher eingegangen wird.

3.1.4.3 Räumliche Analyse von Rasterdaten

Die Analyse von Rasterdaten konzentriert sich in vielen Fällen auf die Kombination von mehreren Datenebenen Um qualitativ gute Ergebnisse zu erhalten, sollten die Eingangsdaten die gleiche Fläche abdecken. Außerdem sollten die Rasterdaten den gleichen Ursprung, eine gemeinsame Orientierung und denselben Maßstab (Auflösung) aufweisen (BILL, 1999). Die Kombination erfolgt über Operatoren, die aus der Zahlenalgebra bekannt sind.

Eine Auswahl dieser Operatoren ist in der folgenden Liste wiedergegeben:

Arithmetische Operatoren: Addition (+), Subtraktion (-), Division (/), Multiplikation (*)

Vergleichsoperatoren: größer als (>), kleiner als (<), gleich (=), größer gleich (>=)

Logikoperatoren: Durchschnitt (AND), Vereinigung (OR) Negation (NOT).

BARTELME (2000) modifizierte das Konzept der mathematischen Operatoren nach den Gesichtspunkten der Geographischen Informationssysteme und unterschied in diesem Sinn 4 Kategorien:

Lokale Operatoren kombinieren die Pixel mehrerer Datenebenen, die koordinativ denselben Mittelpunkt haben. Die Werte benachbarter Pixel haben keinen Einfluss.

Fokale Operatoren berücksichtigen immer die benachbarten Pixel. Beispiele dafür sind Filterfunktionen oder die Berechnung von Hangneigung oder Exposition auf Basis eines Höhenmodells im Rasterformat.

Inkrementelle Operatoren orientieren sich immer entlang den Strukturen von ein-, zwei- oder dreidimensionalen Geoobjekten. Beispiel dafür sind die Berechnung von Abflussrichtungen und Abflussmengen auf Basis eines Höhenmodells im Rasterformat.

Zonale Operatoren kombinieren immer zwei (Raster-)Layer miteinander. Dabei werden bestimmte Werte auf Basis eines thematischen Layers für bestimmte Zonen, die durch den anderen Layer vorgegeben sind, berechnet. Ein Beispiel ist die Berechnung der durchschnittlichen Hangneigung für die Wassereinzugsgebiete eines Untersuchungsgebietes. Die Ausführung dieser Analyse erfolgt entweder über Eingabe der richtigen Befehlssyntax oder über einen so genannten Raster Calculator.

3.1.5 Erstellen von Digitalen Geländemodellen (DGM)

Die Grundlage für die Erstellung eines Höhenmodells bildet im einfachsten Fall ein regel- oder unregelmäßiges Raster von Punkten mit Höheninformation. Auf Basis dieses Layers wird durch ein System von unregelmäßigen Dreiecken (engl.: triangulated irregular network, TIN) die Geländeoberfläche modelliert. Dieser Prozess basiert in der Regel auf dem Kriterium von DELAUNEY (1934), welches besagt, dass geometrisch benachbarte Punkte einer beliebigen Punktverteilung eine gemeinsame Dreiecksvermaschung bilden (BILL, 1999). Diese Dreiecksvermaschung hat dabei folgende Eigenschaften:

Es wird aus 3 Punkten dermaßen ein Dreieck gebildet, dass in dessen Umkreis kein weiterer Punkt der Punktverteilung liegt.

Es gibt keine Überlappung der Dreiecke.

Das Gebiet wird durch eine konvexe Hülle umgeben.

Das Ergebnis der Dreiecksvermaschung ist eindeutig (BILL, 1999).

Zur Verbesserung eines Höhenmodells wird oft die Höheninformation von markanten Geländepunkten oder Geländelinien in das Höhenmodell integriert. Beispiele für solche markante Geländemarken sind Gratverläufe, Täler, Rücken, Geländekanten, Bruchlinien oder Berggipfel. In diesem Fall werden zur Berechnung des Höhenmodells mehrere Layer kombiniert (BILL, 1999).

3.1.6 Auswertung von Höhenmodellen

Der große Vorteil eines Höhenmodells liegt darin, dass weitere Standortparameter wie Neigung, Exposition, potentielle Globalstrahlung, Abflussverhalten oder Abflussmenge abgeleitet werden können. Dazu stellen die gängigen GIS – Programme fertige Tools zur Verfügung.

3.1.6.1 Berechnung der Neigung und der Exposition

Die Ableitung der Standortparameter Exposition und Neigung erfolgte mit dem ArcGIS – Tool Spatial Analyst (ESRI, Corp.). Als Grundlage diente das verbesserte Höhenmodell im Rasterformat.

3.1.6.2 Berechnung des Compound Topographic Index (GESSLER ET AL., 1995)

Auf Basis des verbesserten Höhenmodells wurde auch der Compound Topographic Index (GESSLER ET AL., 1995) nach Formel (1) berechnet.

$$CTI = \ln\left(\frac{A_s}{\tan \beta}\right) \quad (1)$$

wobei

A_s = specific catchment area

β = Neigungswinkel

Die Grundlage für die Generierung des A_s bildet die Berechnung eines Abflussmodells auf Basis eines Höhenmodells. Für die Erstellung dieses Modells wurde die Methode von TARBOTON (1997) angewandt.

3.1.6.3 Berechnung der potentiellen Globalstrahlung

Nach FU, RICH, 2000

Der Solar Analyst wurde von Paul Rich und Pinde Fu programmiert, um auf Basis eines Höhenmodells im Rasterformat die direkte, die indirekte (diffuse) und als Addition dieser beiden Strahlungen die potentielle Globalstrahlung zu berechnen. Diese Berechnung kann optional für das gesamte Höhenmodell, für einzelne Standorte oder für bestimmte Regionen durchgeführt werden. Da die Berechnung sehr aufwändig ist, hängt diese Wahl in erster Linie von der Leistungsfähigkeit des Computers, der Aufgabenstellung und der Zeit, welche zur Verfügung steht, ab. Auch die Zeitdauer, für die die unterschiedlichen Strahlungsarten berechnet werden, kann gewählt werden. Zur Auswahl steht die Berechnung für einzelne oder spezielle (Wintersonnen-, Sommersonnenwende, Tagundnachtgleiche) Tage, für definierte Zeiträume und für die einzelnen Monate eines beliebigen Jahres. Als Basis für diese Berechnung dient wie schon erwähnt ein Höhenmodell im Rasterformat und die beiden Standortparameter Neigung und Exposition, die aus dem Höhenmodell abgeleitet werden. Der erste Schritt nach dem Ableiten dieser beiden Standortfaktoren besteht darin, dass für alle Standorte, für die die Strahlung berechnet wird, jener Ausschnitt der Himmelsfläche (viewshed) berechnet wird, der bei einem Blick Richtung Zenit frei einsehbar ist. Als Grundlage dient dafür das Höhenmodell. Danach werden die Sonnen- und die Himmelskarte erstellt. Die Sonnenkarte (sunmap) zeigt jene Menge an direkter Strahlung, die von den zuvor definierten Himmelssektoren auf die Standorte trifft. Als Grundlage dient ein einfaches transmission model. Die Himmelskarte (skymap) quantifiziert die Menge an diffuser Strahlung, die von den einzelnen Himmelssektoren

auf den Standort trifft. Zur Berechnung der diffusen Strahlung werden vom Solar Analyst 2 Modelle zur Verfügung gestellt. Das uniform diffuse model geht davon aus, dass die diffuse Strahlung von allen Himmelssektoren gleich ist, und wird deshalb häufig bei überwiegend wolkenlosen Verhältnissen eingesetzt. Dagegen ist die Menge der diffusen Strahlung, die von den einzelnen Himmelssektoren kommt, beim standard overcast diffuse model unterschiedlich. Die potentielle Globalstrahlung ergibt sich schlussendlich aus der Addition der direkten und der diffusen Strahlung. Durch die Überlagerung der Sonnen- (sunmap) und Himmelskarte (skymap) mit der Karte (viewshed), welche die frei ersichtliche Himmelsfläche zeigt, wird die Tatsache berücksichtigt, dass die theoretisch mögliche Globalstrahlung durch die Horizontüberhöhung verringert wird. Der frei einsehbare Anteil jedes Himmelssektors, der sich durch die Division der frei ansehbaren Zellen durch die gesamte Anzahl an Zellen ergibt, wird als Gap fraction bezeichnet. Als Ergebnis der Berechnung werden Grids für die direkte, die diffuse und die globale Strahlung berechnet.

3.1.7 Räumliche Interpolation

Die Grundlagen für die Anwendung räumlicher Interpolationsmethoden bilden eine bestimmte Anzahl von Punkten (z.B.: Messstationen) und die Werte eines Sachverhaltes (z.B.: Niederschlagsmenge, Seehöhe), die an den Standorten dieser Punkte empirisch gemessen wurden. Auf Basis dieser Grundlagen wird der gleiche Wert für eine Anzahl von neuen Punkten oder für eine Fläche geschätzt.

Im vorliegenden Projekt wurde die Interpolationsmethode Inverse Distance Weighting (IDW – Interpolation) verwendet. Bei dieser Methode werden die Werte der neuen Punkte oder der Fläche nach Formel (2) berechnet.

$$z_j = \frac{\sum_{i=1}^n z_i \times d_{ij}^{-n}}{\sum_{i=1}^n d_{ij}^{-n}} \quad (2)$$

wobei

z_j = (geschätzter) Wert des Punktes j

z_i = gemessener Wert auf Punkt i

d_{ij} = Distanz zwischen Punkt i und j

n = Gewichtung der Distanz

Die inverse Distanz zwischen dem Punkt, dessen Wert gegeben ist, und dem neuen Punkt geht dabei als Gewicht bei der Berechnung des neuen Wertes ein. Das heißt, dass die Werte der Punkte, die weiter entfernt sind, weniger Einfluss auf den Wert des neuen Punktes haben als Punkte die näher liegen. Mit der Angabe des Gewichtungsfaktors n (Power) kann dieser Einfluss zusätzlich gewichtet werden. Zudem kann in den meisten GIS – Programmen auch die

Anzahl der Punkte, die in die Berechnung eingehen, festgelegt werden. Dies erfolgt durch die Angabe der Punktezahl oder eines bestimmten Radius.

3.2 Datengrundlage

3.2.1 Nationalparkgrenzen

Die ursprünglichen Grenzen des Nationalparks basieren auf dem Gründungsvertrag von 1997. Da der Nationalpark seit diesem Zeitpunkt vergrößert wurde, zeigt der gelieferte Layer die Grenzen, die seit 2002 rechtlich gültig sind.

Datenformat

Die Grenzen des Nationalparks wurden als ArcView Shapefile übernommen.

Datenqualität

Es konnten keine Fehler entdeckt werden.

3.2.2 Digitales Höhenmodell

Die Grundlage des digitalen Höhenmodells des Nationalparks (Abbildung 14) ist das digitale Geländehöhenmodell des BUNDESAMTS FÜR EICH- UND VERMESSUNGSWESEN. Dieses besteht aus einem regelmäßigen Raster von Punkten, deren Seehöhen mittels einer 3D – Auswertung von Luftbildern ermittelt worden waren. Im Fall des Nationalparks handelte es sich nur um einen Raster von 50 * 50 Meter.

Datenformat

Das Höhenmodell wurde als Grid (50*50 Meter) zur Verfügung gestellt.

Datenqualität

Bei der Ermittlung der Höhen für die Rasterpunkte gehen jene Unschärfen ein, die bei der Auswertung von Luftbildern auftreten. Zudem ist ein Raster von 50*50 Meter aufgrund der hohen Reliefenergie des Untersuchungsgebietes als problematisch zu bewerten.

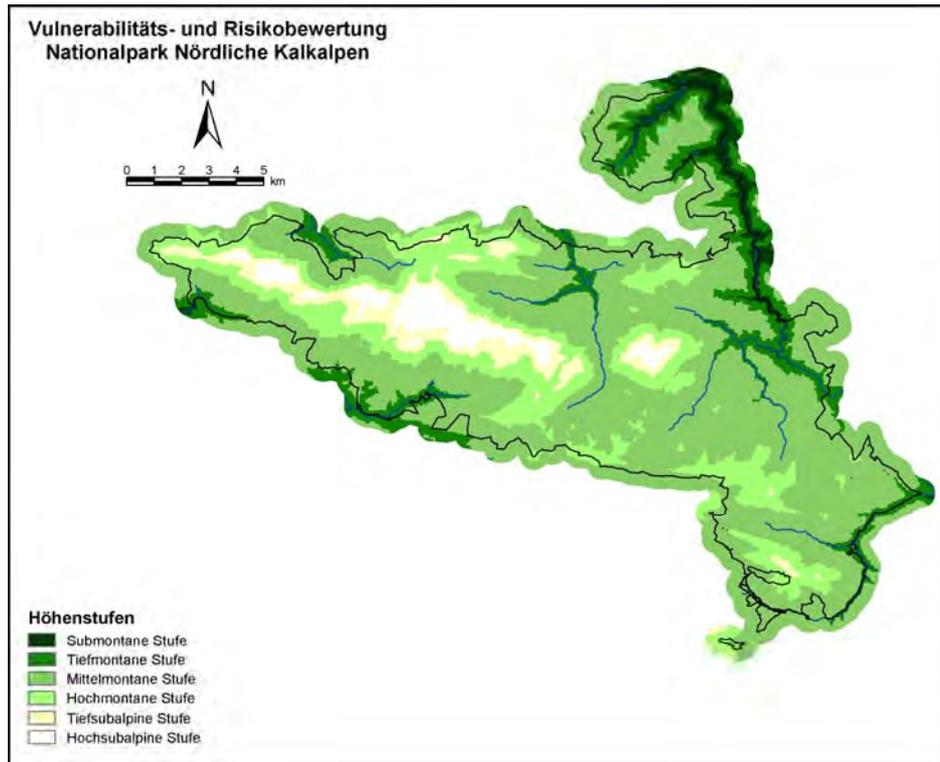


Abbildung 14: Darstellung der Höhenstufen auf Basis des digitalen Geländehöhenmodells.

3.2.3 Interpretierte geologische Karte

Als Basis der geologischen Karte des Nationalparks dienten 3 geologische Karten, die von LUEGER (1992) kompiliert und von GÄRTNER ET AL. (1994) digitalisiert wurden. Die letzte Überarbeitung wurde 1998 von HASEKE und GÄRTNER durchgeführt. Dabei wurde die vorhandene geologische Karte mit den anstehenden Lockermaterialdecken aus der geomorphologischen Kartierung (HASEKE, 1994) ergänzt. Diese überarbeitete Version wurde auch für das Projekt verwendet.

Datenformat

Die digitale geologische Karte wurde als ArcInfo Coverage zur Verfügung gestellt.

Datenqualität

Die Qualität kann von meiner Seite nur sehr schwer beurteilt werden. Die Tatsache, dass die 3 geologischen Karten von unterschiedlichen Personen aufgenommen wurden, ist sicher nicht von Vorteil. Zudem verhindert die Bodendecke eine genaue Abgrenzung der geologischen Einheiten im Gelände. Bei der Kontrolle des Layers wurden einige nicht geschlossene Polygone entdeckt. Zudem war einigen Flächen keine Gesteinsart zugewiesen.

3.2.3.1 Gruppierung der geologischen Substrate

Die Gruppierung der Gesteinsarten wurde von ANGERER ET AL. (1996) auf Basis der Merkmale Verwitterung und Nährstoffnachlieferung.

Folgende Gruppen wurden von ANGERER ET AL. (1996) ausgewiesen:

Lockergesteine (meist grobkörnig – klastisch)

Feinkörnige und gemischtkörnige Sedimente

Reine Kalke

Verunreinigte Karbonate

Dolomite

Tonige Gesteine, Mergel

Kieselige Gesteine

Sandsteine

Diese Gruppierung wurde verfeinert (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) und als solche für das laufende Projekt übernommen:

Lockergesteine (meist grobkörnig – klastisch)

Talfüllungen, Moränen

Feinkörnige und gemischtkörnige Sedimente

Reine Kalke

Reine Kalke + verunreinigte Karbonate

Verunreinigte Karbonate

Verunreinigte Kalke + Dolomite

Mergelkalke + Mergel

Mergelkalke + Mergel + Kieselgesteine

Verunreinigte Kalke + Kieselgesteine

Verunreinigte Kalke + Sandsteine

Dolomite

Tonige Gesteine, Mergel

Tonige Gesteine, Mergel + kieselige Gesteine

Mergel + Sandsteine

Kieselige Gesteine

Sandsteine + kieselige Gesteine

Sandsteine

Datenformat

Die Gruppierung wurde als DBase – Datei für das Projekt übernommen.

Datenqualität

Inwieweit die Daten den fachlichen Anforderungen entsprechen, kann aufgrund des fehlenden Fachwissens nicht bewertet werden. Aus technischer Sicht konnten keine Fehler gefunden werden.

3.2.3.2 Hydrogeologische Bewertung der geologischen Substrate

Neben der zuvor erwähnten Gruppierung wurde von ANGERER ET AL. (1996) auch eine hydrogeologische Bewertung der Substrate durchgeführt.

Folgende Gruppen wurden ausgedient:

Karstanfälligkeit, Verkarstungsfähigkeit im Allgemeinen

Kluftwasserführung im Allgemeinen

Grundwasserführung im Allgemeinen

Hydrologische Dichtschicht im Allgemeinen

Sehr gut verkarstungsfähig

Gut verkarstungsfähig

Mäßig bis punktuell verkarstungsfähig

Stärker kluftwasserführend

Mäßig bis lokal kluftwasserführend

Zusammenhängende, ergiebigere Grundwasserkörper (möglich)

Sickerwasserstränge im Sediment (wahrscheinlich)

Auch diese Gruppierung wurde überarbeitet (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) und als solche für das laufende Projekt verwendet:

Karstanfälligkeit, Verkarstungsfähigkeit im Allgemeinen

Sehr gut verkarstungsfähig

Gut verkarstungsfähig

Gut verkarstungsfähig + Kluftwasserführung im Allgemeinen

Gut verkarstungsfähig + Stärker kluftwasserführend

Mäßig bis punktuell verkarstungsfähig

Mäßig bis punktuell verkarstungsfähig + Kluftwasserführung im Allgemeinen

Mäßig bis punktuell verkarstungsfähig + Stärker kluftwasserführend

Mäßig bis punktuell verkarstungsfähig + Mäßig bis lokal kluftwasserführend

Kluftwasserführung im Allgemeinen

Stärker kluftwasserführend

Mäßig bis lokal kluftwasserführend

Mäßig bis lokal kluftwasserführend + Hydrologische Dichtschicht im Allgemeinen

Mäßig bis lokal kluftwasserführend + ???

Grundwasserführung im Allgemeinen

Zusammenhängende, ergiebigere Grundwasserkörper (möglich)

Sickerwasserstränge im Sediment (wahrscheinlich)

Sickerwasserstränge im Sediment (wahrscheinlich) + Hydrologische Dichtschicht im Allgemeinen

Hydrologische Dichtschicht im Allgemeinen.

Datenformat

Die hydrogeologische Bewertung wurde als DBase – Datei für das Projekt übernommen.

Datenqualität

Aus technischer Sicht konnten keine Fehler entdeckt werden. Inwieweit die Daten den fachlichen Anforderungen entsprechen, kann aufgrund des fehlenden Fachwissens nicht beurteilt werden.

3.2.4 Geomorphologische Karte

Die geomorphologische Karte basiert auf einer Kartierung, die von HASEKE (1994) durchgeführt wurde. Darauf aufbauend, entstand eine digitale geomorphologische Karte für die Fläche des Nationalparks. Tabelle 2, Tabelle 3, Tabelle 4, Tabelle 5 und Tabelle 6 zeigen die geomorphologischen Phänomene, die bei der Kartierung ausgeschieden wurden.

Tabelle 2: Ober- und unterirdischer Karstformenschatz.

Oberirdischer Karstformenschatz	
Code	Typ
L5	Wellen-, Wurzelkarren in tieferen Hanglagen
L7	Lochkarren, Hohlkarren, Karrenröhren, Kamenitza
L9	Firstkarren, Rillenkarren
L10	Frostscherben, zerstörte Karren (Gipfellagen, Brandblößen)
L11	Karrenblöcke, zerlegte Karren, „autochthones“ Blockwerk“
L13	Schüssel-, Mulden-, Flachdolin, Korrosionsnischen
L15	Kesseldoline, Schachtdoline
L16	Cockpitartige „Sterndolinen“
L17	Karstgasse
L18	Kleindolinen (Durchmesser 5 bis 10 Meter)
Unterirdische Karstformenschatz	
Code	Typ
L24	Blindschaft, Schachtdoline (Durchmesser über 20 Meter)

Tabelle 3: Glazialer Formenschatz.

Akkumulation	
Code	Typ
L36	Würmzeitliche Lokalmoräne (im Allgemeinen)
L37	Seiten- oder Endmoränenwall
L38	Endmoränenkranz, Endmoränenstirn
L40	Fernmoräne (Talvergletscherung)
L41	Interglaziale Nagelfluh (Konglomerate)

Tabelle 4: Fluviglazialer und fluvialer Formenschatz.

Akkumulation	
Code	Typ
L49	Bachsotter (abgerundet)
L50	Wildbachschutt, Schwemmkegel (kantig)
L51	Spätglazialer Schwemmfächer, Deltaschüttung
L52	Spätglazialer Terrassenschotter (unverfestigt)

Tabelle 5: Formen der mechanischen Geländeformung.

Erosion	
Code	Typ
L58	Rutschfläche, Abgleitung, Plaie
Akkumulation	
Code	Typ
L69	Blockfeld, Bergsturzgebiet, Tomalandschaft
L71	Versandeter bis kolmatierter Schutt oder Grus
L72	Rutschkörper, Rutschzunge (Weichgesteine)
L73	Bodenkolluvien, zusammenhängende Bodendecke im Karst

Tabelle 6: Anthropogene Einflüsse.

Anthropogene Einflüsse	
Code	Typ
L88	Künstliche Aufschüttung, Abraumhalde

KATZENSTEINER und MITTERBÖCK (1998) schlossen ausgewählte geomorphologische Einheiten (Tabelle 7) auf Basis fachlicher Überlegungen zu größeren Gruppen zusammen.

Tabelle 7: Aggregierte Typisierung nach KATZENSTEINER und MITTERBÖCK (1998).

Code	Aggregierte Typisierung
L5 + L10	Leichte Karrenbildungen
L7 + L9 + L11	Starke Karrenbildung
L13	Schwache Hohlformenbildung
L16 + L18	Dolinenzonen, Karsttäler
L15 + L17 + L24	Intensive Dolinenfelder, Karstgassen, Schächte
L36 + L37 + L38 + L40	Moränen
L49 + L50	Rezente Bachschotter
L51 + L52	Spätglaziale Schwemmschotter
L58 + L72	Rutschhänge und Plaiken
L69 + L71	Schutfelder, Bergstürze

Datenformat

Die digitale geomorphologische Karte wurde als ArcInfo Coverage zur Verfügung gestellt.

Datenqualität

Aus technischer Sicht konnten keine Fehler entdeckt werden. Inwieweit die Daten den fachlichen Anforderungen entsprechen, kann aufgrund des fehlenden Fachwissens nicht bewertet werden.

3.2.5 Gewässernetz

Das Gewässernetz wurde aus dem Datenbestand des Projektes „Implementierung und Bewertung naturräumlicher Grundlagendaten“ (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) übernommen. Die Typisierung der Gewässer erfolgte durch ANGERER ET AL. (1996).

Diese Typisierung basiert einerseits auf dem Mittelwasserabfluss und der zeitlichen Wasserführung der Gewässer.

Hauptvorfluter MQ > 500 l.s⁻¹

Größeres Gerinne MQ = 50-500 l.s⁻¹ – perennierend

Größeres Gerinne MQ = 50-500 l.s⁻¹ – episodisch bis periodisch

Mittleres Gerinne MQ = 10-50 l.s⁻¹ – perennierend

Mittleres Gerinne MQ = 10-50 l.s⁻¹ – episodisch bis periodisch

Unbedeutendes Gerinne MQ < 10 l.s⁻¹ – perennierend

Unbedeutendes Gerinne MQ < 10 l.s⁻¹ – episodisch bis periodisch

Datenformat

Das Gewässernetz wurde als ArcInfo Coverage übernommen.

Datenqualität

Bei der Datenverarbeitung konnten keine Fehler gefunden werden. Inwieweit die Daten den fachlichen Anforderungen entsprechen, kann aufgrund des fehlenden Fachwissens nicht bewertet werden.

3.2.6 Quellendatenbank

Die Quellendatenbank (DUMFARTH, 1991; HASEKE, 1990 – 1997; ÖSAG 1996 – 1998; ANGERER, PRÖLL, 2002), die im Jänner 2002 das letzte Mal aktualisiert wurde, wurde aus dem Datenbestand des Nationalparks übernommen. Entscheidend war in erster Linie die Information über die Lage der Quellen, die als Rechts- und Hochwert angegeben war. Andere Informationen wie die Schüttung, die Quellmorphologie, die Quellgeologie oder die Analyseergebnisse der Quellmonitorings wurden für das Projekt nicht benötigt.

Datenformat

Die Quellendatenbank wurde als Access – Datenbank übernommen.

Datenqualität

Die fachliche Qualität der Daten kann von mir schwer beurteilt werden. Tatsache ist, dass nur für 1389 der 1538 Quellen der Datenbank ein Rechts- und ein Hochwert ermittelt wurden.

3.2.7 Biotopeignung für Raufußhühner

Diese Studie wurde im Auftrag der NP Kalkalpen GmbH vom Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie der Veterinärmedizinischen Universität Wien durchgeführt. Als Projektschwerpunkt wurde die flächendeckende Erfassung der aktuellen Habitatsignung des Nationalparks und seines Umfelds für die Raufußhuhnarten Auer-, Birk-, Hasel- und Alpenschneehuhn festgelegt. Die Ergebnisse sollten einerseits als Grundlage für ein LIFE – Raufußhuhnprojekt und andererseits als erste Orientierungshilfe für geplante Maßnahmen zur Verbesserung und Vernetzung der Habitats dienen (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000).

Grundsätzlich haben Habitatmodelle das Ziel, die naturräumlichen Voraussetzungen eines Gebietes hinsichtlich der Lebensraumansprüche bestimmter Tierarten zu beurteilen. Die Habitatqualität ergibt sich dabei aus der Qualität, der Quantität, der Verteilung und der

Verfügbarkeit von Habitatelementen bzw. Habitatfaktoren für die betreffende Wildart (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000).

Die vorliegende Studie berücksichtigte die Habitatfaktoren Nahrung und Einstand, wobei sich der Einstand aus den Bereichen Deckungsschutz (Feindschutz und Klimaschutz) und Wohnraum (Balzterritorium) zusammensetzte. Die Faktoren Mikroklima, Prädation und Beunruhigung wurden aufgrund von fehlenden Daten nicht berücksichtigt. Da die berücksichtigten Faktoren einem jahreszeitlichen Wechsel unterliegen, wurde die Habitatqualität für den Sommer und den Winter getrennt ermittelt und danach mittels Mittelwertbildung zu einem Jahreshabitat zusammengefügt. Zudem wurde auf Basis dieser (diskreten) Bewertung eine kontinuierliche Bewertung berechnet, die bei ihrer Berechnung den Homerange der jeweiligen Rauhußhuhnart berücksichtigte (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000).

Die Basis für die Berechnungen bildete das digitale Geländehöhenmodell, die digitalen Daten der Luftbildinterpretation und die Daten des Forsteinrichtungswerkes der Österreichischen Bundesforste (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000). Tabelle 8 zeigt jene Daten, die in das laufende Projekt integriert wurden.

Tabelle 8: Datenbestände der vorkommenden Rauhußhuhnarten.

Auerhuhn	Birkhuhn
Kontinuierliche Bewertung der Winterhabitateignung	Kontinuierliche Bewertung der Winterhabitateignung
Kontinuierliche Bewertung der Sommerhabitateignung	Kontinuierliche Bewertung der Sommerhabitateignung
Haselhuhn	Alpenschneehuhn
Kontinuierliche Bewertung der Winterhabitateignung	Kontinuierliche Bewertung der Jahreshabitateignung
Kontinuierliche Bewertung der Sommerhabitateignung	

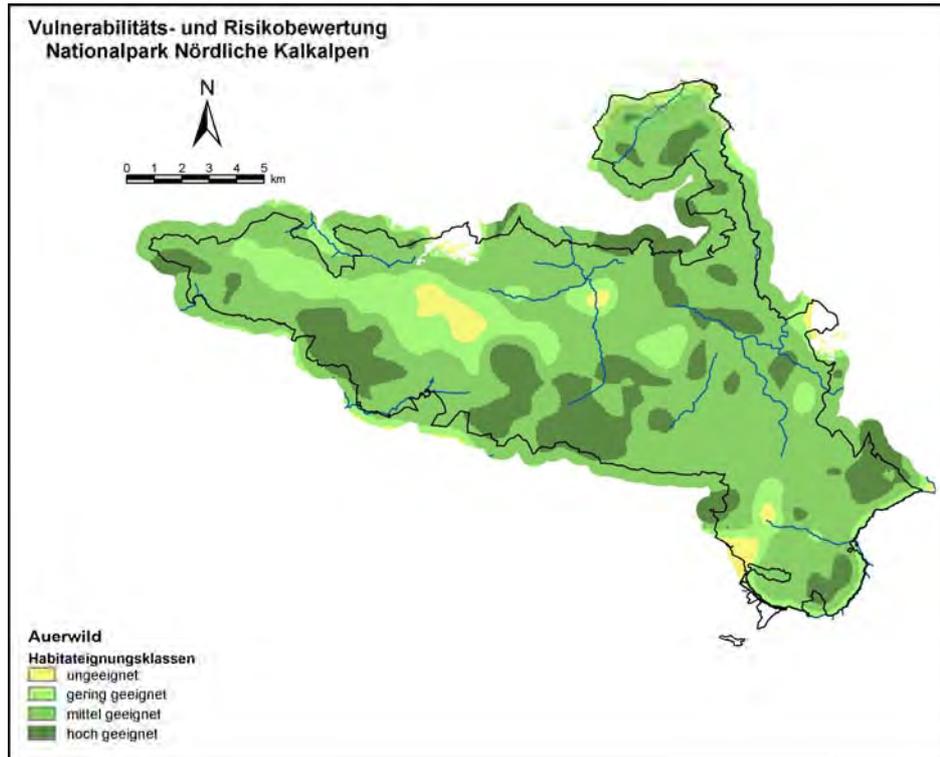


Abbildung 15: Ergebnis der kontinuierlichen Bewertung der Sommerhabitate des Auerwildes.

Datenformat

Die Ergebnisse der Habitatstudie wurden als Grid (50*50 Meter) bereitgestellt.

Datenqualität

Aus technischer Sicht konnte kein Fehler entdeckt werden. Auf die Stärken und Schwächen der verwendeten Modelle wurde in einem Kapitel der Projektmitschrift (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000) eingegangen.

3.2.8 Wildökologische Raumplanung

Die Studie wurde ebenfalls im Auftrag der NP Kalkalpen GmbH vom Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie der Veterinärmedizinischen Universität Wien durchgeführt und dient seit ihrer Fertigstellung, zusammen mit anderen Studien, als Grundlage für das Wildtiermanagement im Nationalpark. Die detaillierten wildökologischen Aussagen und Empfehlungen, die im Zuge des Projekts getroffen wurden, zielen darauf ab, den Lebensraum der Schalenwild- (Rot-, Gams- und Rehwild) und Raufußarten (Auer-, Birk-, Hasel- und Alpenschneehuhn) bei gleichzeitiger Vermeidung untragbarer Wildschäden, nachhaltig zu sichern (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000).

Das Projekt gliederte sich in 5 Abschnitte:

Sammlung, Digitalisierung und Überprüfung relevanter Information

Entwicklung von Habitatmodellen zur Darstellung der Lebensraumeignung für die einzelnen Wildtierarten

Erstellung von Situations- und Planungskarten auf Basis der Auswertung, Synopse der Daten und Ausarbeitung der wildraum- und zonenbezogenen Maßnahmenvorschläge

Diskussion der Ergebnisse und Vorschläge durch die projektbezogene Arbeitsgruppe

Erstellung eines umfassenden Endberichtes und Anfertigung von Planungskarten (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000)

Folgende Themen wurden im Laufe des Projektes behandelt:

Darstellung der artspezifischen Populationsareale und der nächstgelegenen Nachbarpopulationenräume

Arealabgrenzung und Ausweisung von Wildbehandlungszonen (Kern-, Rand- und Freizonen), Ruhezeiten und Habitatschutzgebieten

Beurteilung der Habitatqualität innerhalb der Wildräume

Entwicklung eines Systems zur Feststellung und Beurteilung von Vegetationsbelastungen durch Schalenwild basierend auf den Richtlinien des Nationalparks

Maßnahmenvorschläge für den Schutz und die Regulierung der untersuchten Wildtierarten

Ausarbeitung eines Fütterungskonzeptes für das Rotwild

Grundlagen für die Erfolgskontrolle der Wildökologischen Raumplanung

Vernetzung der Wildökologischen Raumplanung mit anderen wildökologisch relevanten Management- und Monitoringbereichen des Nationalparks

Vorschläge für weiterführende, vertiefende Studien für bestimmte Themen und Untersuchungsgebiete (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000)

Die Daten wurden im Zuge von Gesprächen mit ortskundigen Personen erhoben. Ein Teil davon wurde in das vorliegende Projekt (Tabelle 9 und Abbildung 16) integriert (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000).

Tabelle 9: Datenbestände des Rot- und Gamswildes.

Rotwild	Gamswild
Sommereinstände	Habitatstudie für den Winter
Wintereinstände	Habitatstudie für den Sommer
Setzeinstände	
Standorte der Rotwildfütterungen	
Einstände von Außenstehern	
Brunftplätze	

Datenformat

Die Layer wurden als ArcView Shapefile übernommen. Die Ergebnisse der Habitatstudien wurden als Grid (50*50 Meter) bereitgestellt.

Datenqualität

Die Daten geben den Wissensstand der Personen wieder, die im Zuge des Projektes befragt wurden. Da bestimmte Tierarten (z.B.: Rotwild, Gamswild) von den interviewten Personen stärker nachgefragt werden, ist die Qualität und die Quantität der Daten über diese Tierarten besser. Zudem haben die Daten seit der Abgabe des Projektes (Ende 2000) sicher an Aktualität verloren. Aus technischer Sicht konnte kein Fehler entdeckt werden.

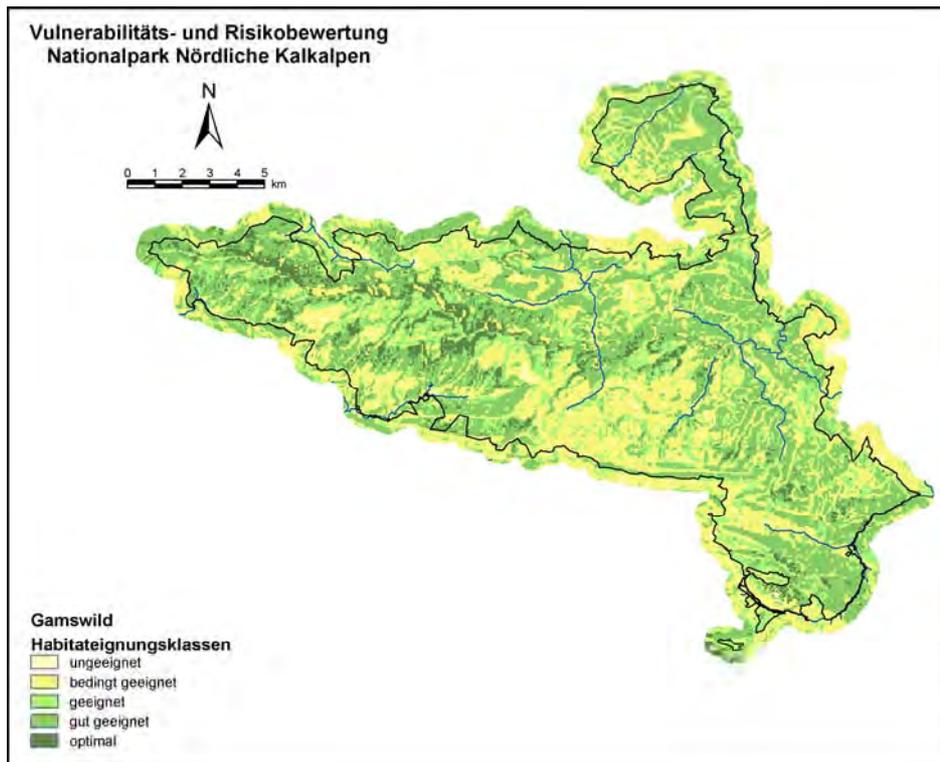


Abbildung 16: Ergebnis der diskreten Bewertung der Sommerhabitate des Gamswildes.

3.2.9 Gewässer/Feuchtbiotope, Amphibien, Schmetterlinge, wertvolle Sonderstandorte

Für das vorliegende Projekt wurde von Mitarbeitern (WEIGAND, FUXJÄGER, SCHÖN, 2002) des Nationalparks eine analoge Arbeitskarte angefertigt, die alle biologisch relevanten Gebiete zu den Themenbereichen Gewässer/Feuchtbiotope, Amphibien, Schmetterlinge und wertvolle Sonderstandorte enthielt. Zudem wurden die verorteten Biotope in Abhängigkeit ihrer biologischen Wertigkeit in Status 1 – (Sensible Kernbiotope) und Status 2 – Gebiete (Bedeutende Verbreitungsareale einer Tierart oder Tiergruppe) gegliedert. Der Unterschied dieser Bewertung liegt darin, dass um Status 1 – Gebiete eine Ruhezone von 20 Metern gesetzlich festgelegt ist.

Datenformat

Die Karte wurde als analoge Arbeitskarte für das Projekt übermittelt. Alle zusätzlichen Informationen wurden in Form von handschriftlichen Aufzeichnungen übermittelt.

Datenqualität

Da die Flächen im Oktober 2002 von Mitarbeitern des Nationalparks in die Arbeitskarte eingezeichnet wurden, ist sowohl die Aktualität als auch die Lagegenauigkeit als sehr gut zu bezeichnen. Bleibt nur noch zu klären, inwieweit alle thematisch relevanten Flächen des Nationalparks auf dieser Karte zu finden sind.

Weitere Ungenauigkeiten können auch bei der exakten Abgrenzung der Gebiete im Zuge der Digitalisierung aufgetreten sein, weil erstens die Gebiete mit der Hand in die Arbeitskarte eingezeichnet wurden und zweitens von dort so genau wie möglich digitalisiert wurden, wobei die digitale ÖK 50 als Digitalisierungsgrundlage diente.

3.2.10 Bestandserhebung von Auer-, Birk-, Hasel- und**Alpenschneehuhn**

Im Zuge des Projektes „Biotoppeignung für Rauhfußhühner im Nationalpark Oberösterreichische Kalkalpen“ wurde eine Bestandserhebung der Auer-, Birk- und Haselhühner (STEINER, PÜHRINGER, SCHMALZER, 2003) auf der Fläche des Nationalparks und dessen Umfeld durchgeführt. Als Folge dieses Projekts wurden auch die Brut- und Horstareale dieser Rauhfußhuhnarten und auch deren Balzplätze digitalisiert.

Datenformat

Die Daten für die Auer-, die Birk- und die Schneehühner wurden als ArcView Shapefile für das Projekt übernommen. Die Koordinaten der Haselhuhnbalzplätze wurden als Text – File übergeben.

Datenqualität

Die Daten sind auf jeden Fall aktueller als jene aus dem Projekt „Biotoppeignung für Rauhfußhühner im Nationalpark Oberösterreichische Kalkalpen“ (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000). Wie gut sie die tatsächliche Situation der Verbreitung dieser Vogelarten im Nationalpark widerspiegeln, kann von meiner Seite nicht beantwortet werden.

3.2.11 Kartierung und Bewertung von Biotopflächen

Ein großer Teil der floristischen Daten basiert auf einer Biotopkartierung, die seit 1993 von LENGLACHER durchgeführt wird. Das Ergebnis soll erstens den Ist – Zustand der Biotopflächen innerhalb des Nationalparks darstellen, zweitens als Grundlage für die Bewertung dieser Flächen hinsichtlich ihrer Vulnerabilität gegenüber äußeren Einflüssen dienen und drittens die Basis für die Ausarbeitung eines Managementplans für ehemals intensiv genutzte Flächen (vor allem Forste) sein (LENGLACHER, 2000).

In der digitalen Karte werden die kartierten Flächen in 5 Kategorien gegliedert.

Bereiche mit guter Datenlage, in denen die Kartierung abgeschlossen ist und die eine hohe Lagetreue besitzen. In diesen Gebieten befinden sich große Flächen von hochgradig vulnerablen Substraten und/oder Vegetationsbeständen.

Diese Kategorie beinhaltet Gebiete mit ungenügender Datenlage. In diesen Gebieten ist der Anteil an vulnerablen Kleinstandorten zumindest lokal hoch.

Bereiche mit unzureichender Datenlage, über die es nur cursorische Kenntnisse und keine Raumzusammenhänge gibt. Die Lagetreue der Abgrenzung ist aufgrund der Steilheit des Geländes teilweise sehr gering. Deshalb kommt es in diesen Gebieten zur Interpretation allgemeiner Grundsätze. Zu dieser Kategorie gehört auch die Zone der Latschengebüsche und der Gipfelregionen des Sengsengebirgszuges, wobei die alpinen Rasen, die Windkantenheiden und die Schutt- und Felsfluren der Gipfelregionen zur Kategorie 1 gezählt werden.

Diese Kategorie beinhaltet mehr oder weniger naturnahe Bestände. Forste und Schläge treten in dieser Zone nur sehr kleinflächig auf. Diese Gebiete sind besonders wichtig als Rückzugsgebiet für die Tierwelt.

In diesem Gebiet wurden seltene Arten (Orchideen) angeführt.

Datenformat

Die digitalen Daten der Biotopkartierung wurden als ArcView Shapefile für das Projekt übernommen. Die Erläuterungen wurden in Form von handschriftlichen Aufzeichnungen übermittelt.

Datenqualität

Die Qualität der Daten ist sehr unterschiedlich, da Teile des Nationalparks noch nicht kartiert wurden. Um Ungenauigkeiten zu vermeiden, wurden deshalb, nach Rücksprache mit WEIGAND (persönliche Mitteilung) nur jene Flächen verwendet, in denen die Datenlage als gesichert gilt. Eine Ausnahme bildet der Sengsengebirgszug, der wegen seiner Bedeutung für den Nationalpark in das Projekt aufgenommen wurde.

3.2.12 Farbinfrarotbilder und deren Interpretation

Die Befliegung wurde durch das Österreichische Bundesheer (BILDFLUGKOMPANIE LANGENLEBARN) im Jahr 1994 durchgeführt. Die Luftbilder, die im Maßstabsbereich von 1:10.000 bis 1:19.000 vorlagen, wurden im Anschluss an die Befliegung an der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien (GÄRTNER, 1997) georeferenziert und danach durch die Firma Umweltdata (MAUSER ET AL., 1996) ausgewertet. Die Digitalisierung erfolgte durch die österreichischen Bundesforste (BRONNER, 1996 bzw. 1997).

Das Hauptziel der Interpretation bestand in der Abgrenzung von bestimmten Vegetationseinheiten (Wildökologische Bestandestypen), die eine gleiche oder sehr ähnliche Eignung hinsichtlich der Lebensbedürfnisse bestimmter Wildtiere aufweisen. Tabelle 10 zeigt

jene wildökologische Bestandestypen, die im Zuge der Luftbildinterpretation ausgeschieden wurden.

Tabelle 10: Wildökologische Bestandestypen (WÖBT).

WÖBT	Typ	Definition
10	Vegetationsarme Fläche	Sommerbegrünung: < 33 % der Fläche
20	Ungenutzte Grünfläche	Sommerbegrünung: > 33 % der Fläche; Sträucher (inkl. Latsche) und Bäume: < 30 % Überschirmung
30	Weide	Weide erkennbar; Sträucher (inkl. Latsche) und Bäume: < 30 % Überschirmung
40	Wiese (Mahd, Düngung)	Sommerbegrünung: > 33 % der Fläche; Sträucher (inkl. Latsche) und Bäume: < 30 % Überschirmung; Menschliche Nutzung erkennbar oder vermutbar
50	Acker	Bodenfurchen oder Frucht erkennbar
60	Äsungs- Deckungsjungwuchs	Oberhöhe: 0 – 130 cm; Altholz: < 30 % Überschirmung (auch aufgeräumte Windwürfe mit Bodenvegetation)
61	Windwurf nicht aufgeräumt	Geworfene Stämme sichtbar
62	Windwurf aufgeräumt	Bodenvegetation: > 3%; Verjüngung: < 30% Überschirmung
70	Deckungsjungwuchs	Oberhöhe: > 130 cm; Dichtschluss: < 50 % der Fläche
71	Kampfzonenbestand mit Deckungs- jungwuchscharakter	Oberhöhe: > 130 cm; Dichtschluss: < 50 % der Fläche; Lage an der Waldgrenze
80	Dickung	Oberhöhe: 130 cm bis 8 m; Dichtschluss: > 50 % der Fläche
90	Stangenholz	Oberhöhe: 8 m bis 15 m
100	Baumholz	Oberhöhe: > 15 m
110	Fortgeschrittene Verjüngung >130 cm	Altholzschirm: > 30 % der Fläche; Jungwuchs über 130 cm; Oberhöhe: > 30 % der Fläche
120	Plenterstruktur	Ober-Mittel-Unterschicht und Verjüngung
121	Femelschlag	Im Baumholz Femellöcher erkennbar
130	Latschenfläche	Latsche: > 33 % der Fläche; Bäume und Sträucher: < 30% Überschirmung
140	Straße	
141	Forststraße	
142	Holzlagerplatz	
143	Eisenbahn	
144	Siedlung	
150	Gewässer	
160	Nicht erkennbar	Schatten etc.

Innerhalb dieser Flächen wurden zudem folgende Parameter erhoben:

Überschirmungsgrad

Der Überschirmungsgrad gibt die prozentuelle Überschirmung der jeweiligen Fläche durch Baumkronen und Gehölzvegetation in 1,3 m Höhe an. Tabelle 11 zeigt die Klassen, die für das Merkmal Überschirmungsgrad ausgeschieden wurden.

Tabelle 11: Überschirmungsgradklassen.

Code	Überschirmung (%)
3	Vorkommend bis 5 %
10	6 bis 15 %
20	16 bis 25%
30	26 bis 35%
40	36 bis 45%
50	46 bis 55%
60	56 bis 65%
70	66 bis 75%
80	76 bis 85%
90	86 bis 95%
97	96 bis 100%

Klassifiziert wurden neben dem Altholz (ab WÖBT 90) auch der Jungwuchs (WÖBT 60 – 80) und die Latschen.

Baumartenzusammensetzung

Dieses Merkmal wurde für das Altholz (ab WÖBT 90) und für das Jungholz (WÖBT 60 – 80) bzw. die Latschen (WÖBT 130) unterschiedlich angesprochen. Auf den Flächen des Altholzes wurde der prozentuelle Anteil der Nadelbaumarten Fichte, Tanne, Weißkiefer, Lärche und des Laubholzes bestimmt. Auf den Flächen mit Jungwuchs und Latsche erfolgte lediglich eine Abschätzung des Laubholz- und des Nadelholzanteils. Die Klassifizierung des prozentuellen Anteils erfolgte analog zu jener des Überschirmungsgrades.

Mischungsformen

Bei der Mischungsform wurde die gruppen- oder horstweise Mischung von den Baumartengruppen

Fichte und Tanne,

Kiefer,

Lärche,

Laubholz angesprochen.

Tabelle 12: Typen der Mischungsformen.

Code	Typ
0	Keine
1	Vereinzelt, mindestens einmal
2	Überwiegend (auf über 50 % der Fläche)

Bestandeslücken

Dieses Merkmal wurde nur auf den Flächen mit Altholz angesprochen. Es mussten folgende 3 Kriterien erfüllt werden, um von einer Lücke zu sprechen:

Durchmesser größer als ein Drittel der Oberhöhe des umgebenden Bestandes

Durchmesser mindestens 5 Meter

Kein Gehölz über 130 cm in der Lücke vorhanden.

Tabelle 13 zeigt die Häufigkeitskategorien, die für dieses Merkmal unterschieden wurden.

Tabelle 13: Häufigkeitskategorien des Merkmals Bestandeslücken.

Code	Typ
0	Keine Lücken vorhanden (kleiner als 1% d. Fläche)
1	Vereinzelt (kleiner gleich 10 %)
2	Häufig (kleiner gleich 30 %)
3	Sehr häufig (über 30%)

Sichtbare Bodenvegetation

Dieses Merkmal bezieht sich auf die sichtbare Bodenvegetation. Die Typen der Bodenvegetation, die bei der Ansprache dieses Merkmals unterschieden wurden, werden in Tabelle 14 aufgelistet.

Tabelle 14: Typen der sichtbaren Bodenvegetation.

Code	Typ	Definition
0	Nicht vorhanden	
1	Gras, Kräuter	
2	Schlagvegetation	Nadel- und Laubholzverjüngung, Kräuter, Sträucher, Gras
3	Zwergsträucher	Rhododendron
4	Nadelbäume	
5	Laubbäume, Sträucher	
6	Krummholz	Latsche
8	Nicht differenzierbar	Bodenvegetation vorhanden, aber nicht zuordenbar
9	Nicht bearbeitbar	Merkmal nicht bearbeitbar wegen Schatten, dichter Bestand

Ohne Bodenvegetation

Dieser Parameter gibt den Anteil der Gesamtfläche an, der ohne Bodenvegetation ist. Dabei wurden die Klassen des Parameters Überschirmungsgrad übernommen.

Geländeform

Dieser Parameter bezieht sich auf das Mesorelief und beschreibt die topographischen Verhältnisse (Tabelle 15) innerhalb der wildökologischen Bestandestypen.

Tabelle 15: Topographie der ausgeschiedenen Flächen.

Code	Typ
1	Konvex
2	Konkav
3	Intermediär
4	Konvex – konkav
9	Nicht bearbeitbar

Hindernisse

Tabelle 16 zeigt die Bezeichnung und den Code jener Hindernisse, die im Zuge der Luftbildinterpretation als solche identifiziert wurden.

Tabelle 16: Typen von Hindernissen.

Code	Typ
0	Nicht vorhanden
1	Blocküberlagerung
2	Windwurf
3	Reisighaufen
4	Graben
5	Dichter Bewuchs (z.B.: Schlagvegetation)
6	Felsrücken
7	Steiflächen
9	Nicht bearbeitbar

Geländekanten

Dieser Parameter wurde im waldfreien Bereich angesprochen. Die einzelnen Kategorien, die in Tabelle 17 aufgelistet sind, beziehen sich auf die Gesamtzahl der Geländekanten innerhalb der Flächen, wobei nur Geländekanten mit einer Länge zwischen 30 und 100 Metern berücksichtigt wurden.

Tabelle 17: Häufigkeitskategorien des Merkmals Geländekanten.

Code	Typ
0	Nicht bearbeitbar
1	Nicht vorhanden
2	1 bis 5 Stück
3	6 bis 10 Stück
4	11 bis 20 Stück
5	21 bis 30 Stück
6	31 bis 40 Stück
7	41 bis 50 Stück

Datenformat

Der Layer wurde als ArcView Shapefile vom Projekt „Implementierung und Bewertung naturräumlicher Grundlagendaten“ (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) übernommen.

Datenqualität

Aus technischer Sicht konnte kein Fehler entdeckt werden. Über die fachliche Qualität der Auswertung kann von mir kein Urteil abgegeben werden.

3.2.13 Naturrauminventur

Die Naturrauminventur, die seit 1994 auf der Fläche des Nationalparks durchgeführt wird, soll vor allem 2 Ziele erfüllen. In einem ersten Schritt soll auf Basis von messbaren Parametern der Ist – Zustand des Naturraumes erfasst werden. Diese Daten sollen als Entscheidungshilfe für Planungs-, Abgrenzungs- und Managementaufgaben dienen. In einem zweiten Schritt soll durch die periodische Wiederholung der Aufnahme einerseits die Dynamik der natürlichen Entwicklung nach Beendigung des menschlichen Einflusses und andererseits die Effizienz der laufenden Managementmaßnahmen aufgezeigt werden (ECKMÜLLNER ET AL., 2001).

Das Stichprobendesign besteht aus einem systematischen Raster mit einem Punkteabstand von 300 Metern. Die Grundeinheit bildet ein Kreis mit einem Radius von 10 Meter. Ein erweiterter Kreis mit dem Radius von 30 Meter, dient vor allem für die Bestimmung von Schätzvariablen. Laufen durch den Punkt eine oder mehrere markante Trennlinien (z. B.: Geländekanten, Bestandesränder, Änderung des Wasserhaushalts um 2 Stufen), die den Punkt in Teilflächen von mindestens 30 m² teilen, dann werden diese Teilflächen getrennt aufgenommen. Insgesamt umfasst der Inventurschlüssel 216 mögliche Parameter, die sich vor allem auf die Themen Topographie, Geologie, Geomorphologie, anthropogener Einfluss, Wasserhaushalt, Boden, Vegetation, Wildökologie und Schäden durch Tiere beziehen (ECKMÜLLNER ET AL., 2001).

Datenformat

Die Daten der Naturrauminventur wurden als Access – Datenbank für das Projekt zur Verfügung gestellt. Diese Datenbank, die auch schon für das Projekt „Implementierung und Bewertung naturräumlicher Grundlagendaten“ verwendet wurde, enthält alle Inventurpunkte, die zwischen 1994 und 1998 aufgenommen wurden. Ein Layer mit allen Punkten der Naturrauminventur wurde als ArcView Shapefile übergeben.

Datenqualität

Die Qualität der Daten der Naturrauminventur kann nur schwer beurteilt werden. Sie hängt einerseits vom Wissen und der Genauigkeit der eingesetzten Kartierer und andererseits vom Zeitaufwand, der für die Datenprüfung aufgewendet wurde, ab. Kritisch ist vor allem der Einsatz von vielen verschiedenen Arbeitskräften zu bewerten, da sie die Einheitlichkeit der Daten und damit die Qualität der Modelle negativ beeinflusst.

3.2.13.1 Ermittlung der Bodentypen

Die Bodentypen, die durch die Kartierer im Gelände ausgeschieden wurden, wurden ab 1994 von KATZENSTEINER noch einmal kritisch überarbeitet und wenn nötig korrigiert. Für das Projekt wurde aus der Access – Datenbank des Projektes „Implementierung und Bewertung naturräumlicher Grundlagendaten“ (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) jene Tabelle übernommen, welche die kontrollierten Boden- und Humustypen enthielt.

Datenformat

Die Daten wurden als Teil der Access – Datenbank übermittelt.

Datenqualität

Aus technischer Sicht konnte kein Fehler entdeckt werden. Über die fachliche Qualität der Auswertung kann von mir kein Urteil abgegeben werden. Die Bodentypen wurden im Gelände ausgeschieden und nach Eingabe in die Datenbank einer Plausibilitätsprüfung (KATZENSTEINER, 1998) unterzogen. Deshalb kann wahrscheinlich von einer guten Qualität der Daten gesprochen werden.

3.2.13.2 Ermittlung der potentiell natürlichen Vegetation

Die potentielle natürliche Vegetation, die im Gelände durch die Kartierer ermittelt wurde, wurde ab 1994 von KOCH noch einmal kritisch überarbeitet und wenn nötig korrigiert. Für das Projekt wurde von KOCH eine Tabelle mit den kontrollierten potentiell natürlichen Vegetationseinheiten jener Punkte überwiesen, die zwischen 1994 und 1998 aufgenommen wurden. Dabei wurden nur Punkte behandelt, bei denen es sich um potentielle Waldflächen handelte.

Datenformat

Die Daten wurden als Excel – Datei übermittelt.

Datenqualität

Aus technischer Sicht konnte kein Fehler entdeckt werden. Über die fachliche Qualität der Auswertung kann von mir kein Urteil abgegeben werden. Da die potentiellen natürlichen Vegetationseinheiten, die im Gelände ausgeschieden wurden, von KOCH (1998) noch einmal kontrolliert wurden, kann von einer guten Qualität der Daten ausgegangen werden.

3.2.14 Erreichbarkeitsanalyse

Eines der vorrangigen Ziele des Nationalparks ist es, den anthropogenen Einfluss so gering wie möglich zu halten. Eine Möglichkeit dieses Ziel zu erreichen, besteht im teilweisen Rückbau der zahlreichen Forststraßen. Diese werden von den Besuchern des Nationalparks (Mountainbikern, Wanderer) genutzt, um von den markierten Wegen in die Umgebung auszuschwärmen (GÄRTNER, 2000).

Im Zuge des LIFE – Projektes wurden, nachdem alle notwendigen (waldbaulichen) Maßnahmen getroffen wurden, 2 Forststraßen rückgebaut. Das Projekt „Auswirkungen von Forststraßenrückbauten auf die Beruhigung des Nationalparkgebietes“ (GÄRTNER, 2000) wurde durchgeführt, um die Auswirkung dieser Maßnahme auf die Erreichbarkeit dieser, aber auch anderer, Gebiete des Nationalparks aufzuzeigen. Als Projektergebnis wurden 3 Grids (50*50 Meter) präsentiert, welche die Erreichbarkeit der Gebiete im Nationalpark darstellen. Die erste Berechnung zeigt die Situation vor dem Rückbau der Forststraßen. Die zweiten und dritten Berechnungen beziehen sich auf die Situation nach dem Straßenrückbau und nach dem endgültigen Verfall der Straßen (GÄRTNER, 2000).

Als Datenbasis für die Berechnung dienten das Wegenetze, die Geländeneigung, die Felsbereiche und bestimmte Vegetationstypen. Gewonnen wurden diese Daten aus den

entsprechenden Layern der ÖK 50 (Wegenetz, Forstraßennetz, Felsbereich), aus dem digitalen Geländehöhenmodell des BEV (Geländeneigung), aus der Interpretation der Luftbilder (Vegetationstypen) und aus anderen Datenbeständen des Nationalparks beziehungsweise der Österreichischen Bundesforste (Wege) (GÄRTNER, 2000).

Vor der Berechnung wurden folgende Annahmen getroffen:

- Am Beginn und am Ende des Weges ist die Wahrscheinlichkeit, den Weg zu verlassen am höchsten. In der Wegmitte ist die Wahrscheinlichkeit eher gering.
- Je länger die Distanz vom Start zum Zielpunkt einer Wanderung ist und je beschwerlicher die Wanderung ist, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass der Weg verlassen wird.
- Je größer die Neigung des Geländes, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass der Weg verlassen wird.
- Flächen, mit einer Neigung über 45 Grad und/oder Felsbereiche sind unpassierbar (Barrieren).
- Die Vegetationseinheiten Latsche, Dickung und Stangenholz stellen ebenfalls Barrieren dar.
- Die Attraktivität und der Bekanntheitsgrad von Wegen sind unterschiedlich (GÄRTNER, 2000).

Basierend auf den oben festgelegten Annahmen wurden die einzelnen Daten in 12 Arbeitsschritten miteinander kombiniert. Abbildung 17 zeigt die 11 Erreichbarkeitsklassen, die im letzten Analyseschritt der dritten Berechnung gebildet wurden.

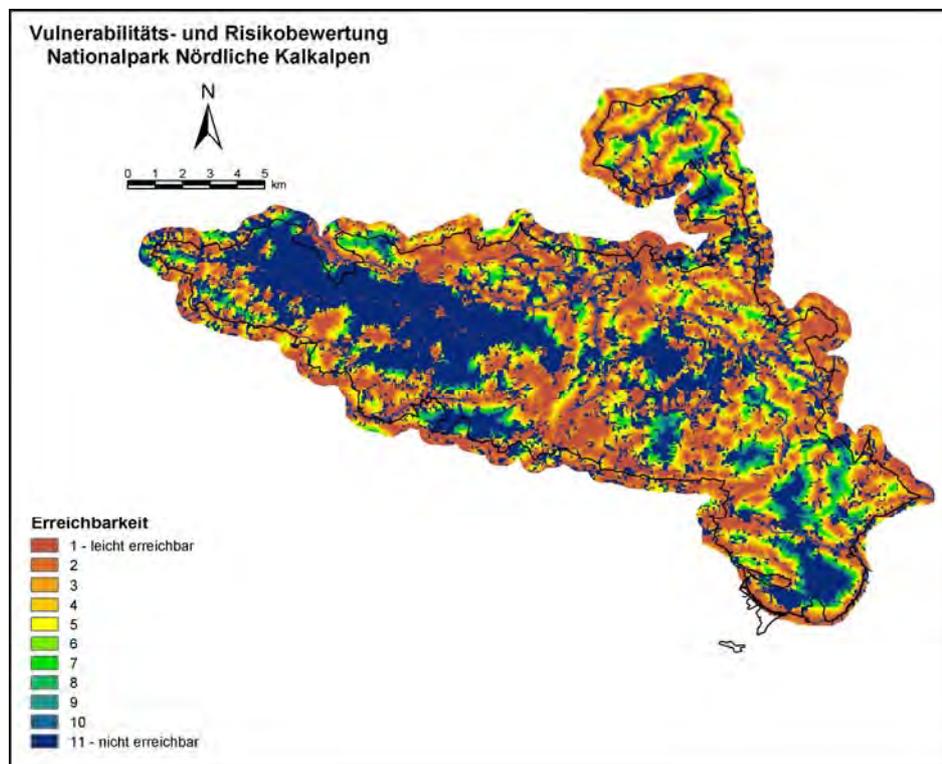


Abbildung 17: Ergebnis der Erreichbarkeitsanalyse.

Dateiformat

Die 3 Ergebnisse wurden in Form von Grids (50*50 Meter) vom Nationalpark zur Verfügung gestellt.

Datenqualität

Die Qualität der Ergebnisse ist von der Genauigkeit der Daten, der Richtigkeit der Annahmen und der Klasseneinteilung abhängig. Bei der Genauigkeit der Daten ist wahrscheinlich die Geländeneigung jener Datensatz mit der geringsten Genauigkeit. Die Annahmen, die das Verhaltensmuster von durchschnittlichen Wanderern wiedergegeben sollen, basieren auf subjektiven Überlegungen und sind deshalb angreifbar. Meiner Meinung nach, spiegeln sie jedoch das Verhalten des durchschnittlichen Wanderers gut wider.

3.2.15 Schitouren

In den Alpen stellt der Schitourensport eine beliebte Freizeitbeschäftigung in den Wintermonaten da. Dabei werden ausgewählte Gipfel über geeignete Aufstiegsrouten mit Hilfe von Schitourenskiern bestiegen. Da sich diese Sportart aufgrund des Naturerlebnisses in den letzten Jahrzehnten immer größerer Beliebtheit erfreut, können diese Routen an Wochenenden mit schönem Wetter sehr stark frequentiert sein.

Die Erhebung der Schitouren konzentrierte sich vor allem auf der Südseite des Sengengebirges, da hier im Vergleich zum Reichraminger Hintergebirge, die Voraussetzungen für Schitouren aufgrund der leichten Erreichbarkeit und der geringen Bestandesdichten der Wälder besonders gut sind (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000).

Datenformat

Der Layer mit den Schitouren wurde als ArcView Shapefile zur Verfügung gestellt.

Datenqualität

Diese kann als sehr gut bezeichnet werden, weil Schitourengeher normalerweise die traditionellen Routen benutzen. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass sich einzelne Schitourengeher abseits dieser Routen aufhalten.

3.2.16 Infrastruktur

Die Infrastruktur im Nationalpark besteht aus einem dichten Netz aus Forststraßen und Wanderwegen. Dieses Netz wurde im Laufe des letzten Jahrhunderts für die Forstwirtschaft, die Jagd und den Tourismus aufgebaut. Für die Erreichbarkeitsanalyse wurden die verschiedenen Verkehrswege von GÄRTNER (2000) in 4 Kategorien eingeteilt. Diese Einteilung wurde auch für dieses Projekt übernommen.

Im Einzugsbereich dieser Verkehrswege wird durch den Nationalpark eine Reihe von touristischen Einrichtungen instand gehalten. Dabei handelt es sich unter anderen um Almhütten, Informationstafeln, Beobachtungsplattformen oder Parkplätze.

Datenformat

Der Layer wurde als ArcView Shapefile aus der Datenbank des Nationalparks übernommen.

Datenqualität

Diese kann wahrscheinlich als sehr gut bezeichnet werden, da die Lage der Verkehrswege und der touristischen Einrichtung dem Nationalpark bekannt sein müsste. Ein Fragezeichen steht hinter der Aktualität der Daten.

3.2.17 Historische Nutzung, Almwirtschaft

Die Region in und um den Nationalpark blickt auf eine lange Tradition der Eisen- und Stahlproduktion zurück. Im Zuge der wirtschaftlichen Entwicklung und des Bevölkerungswachstums wurde die natürliche Artenzusammensetzung der Wälder seit dem Ende des Mittelalters durch große Kahlschläge stark verändert. Zugleich wurden große Teile dieser Flächen in Weiden umgewandelt und intensiv genutzt. Aufgrund der Sensibilität der kalkalpinen Biotope entstanden in kürzester Zeit enorme Erosionsschäden an Humus und Boden. Deshalb wurde ab 1880 auf einigen Flächen die Beweidung untersagt und auf weniger sensible Flächen beschränkt (BAUER, 1953). Im Zuge des Projekts „Sukzessionsdynamik und Oberflächenverkarstung ausgewählter Almen im Sengsengebirge“ wurden möglichst viele der Flächen, auf denen in Laufe der Zeit Weiderechte bestanden oder noch bestehen, von LECHNER (1996) erhoben.

Datenformat

Der Layer, in dem die Flächen mit historischen und aktuellen Weiderechten dargestellt sind, wurde als ArcInfo – Exportformat (e00 – File) vom Projekt „Implementierung und Bewertung naturräumlicher Grundlagendaten“ (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) übernommen.

Datenqualität

Die Richtigkeit der Daten kann von meiner Seite nicht beurteilt werden. Aus technischer Sicht konnten keine Fehler gefunden werden.

3.2.18 Wildtiermanagement

Wie die Flora, wurde auch die Fauna der Region im Laufe der Jahrhunderte durch menschliche Aktivitäten stark verändert. Einerseits wurden viele Prädatoren wie Bär, Luchs und Wolf als Gefahr für den Menschen und als Konkurrent für die Jagd gesehen und deshalb ausgerottet. Andererseits wurden die Bestände von Rotwild, Rehwild und Gämsen aufgrund der guten finanziellen Einkünfte aus der Jagd immer geschützt und vergrößert. Aus diesen Gründen sind die Bestände zu groß für die naturräumliche Ausstattung. Dies führt zu einem starken selektiven Verbiss der Vegetation und verhindert damit die Wiederherstellung der natürlichen Vegetation. Da dies jedoch ein erklärtes Ziel des Nationalparks ist, müssen die Wildbestände im Nationalpark durch den Menschen reguliert werden.

Die Karte, welche die Zonen des Wildtiermanagements zeigt, basiert auf der Forstkarte der Österreichischen Bundesforste. Im Zuge der Zonierung wurden die einzelnen kartierten Bestände hinsichtlich des Wildtiermanagements (GÄRTNER ET AL., 2000) bewertet. Wenn nötig, wurde die Karte durch neu festgelegte Grenzen (GÄRTNER ET AL., 2000) ergänzt.

Datenformat

Der Layer wurde als ArcView Shapefile aus den Datenbeständen des Nationalparks übernommen.

Datenqualität

Die Qualität der Daten kann wahrscheinlich als sehr gut gezeichnet werden. Ein Fragezeichen steht nur hinter der Aktualität der Daten. Aus technischer Sicht konnten keine Fehler entdeckt werden.

3.2.19 Bewahrungszone

Die Bewahrungszone wurde eingerichtet, um die Landschaft, die durch die menschliche Bewirtschaftung entstanden ist, zu erhalten. Sie konzentriert sich vor allem auf bestehende Almen. Im Gegensatz dazu, steht die so genannte Naturzone, die den weitaus größeren Teil ausmacht und innerhalb der keine Bewirtschaftung durch den Menschen erlaubt ist.

Datenformat

Der Layer wurde als ArcView Shapefile aus den Datenbeständen des Nationalparks übernommen.

Datenqualität

Die Qualität der Daten kann wahrscheinlich als sehr gut gezeichnet werden. Aus technischer Sicht konnten keine Fehler entdeckt werden.

3.2.20 Digitale Ausgabe der ÖK 50

Bei diesen Daten handelt es sich um die digitalen Layer (Felssignatur, Gewässer, Höhenschichten, Situation, Wald, Grenzen und Straßen) der Kartenblätter 68, 69, 98 und 99 der Österreichischen Karte 1:50.000. Für das vorliegende Projekt dienten diese Images vor allem als Orientierungshilfe und Digitalisierungsgrundlage.

Datenformat

Die Daten wurden als georeferenzierte Ulead PhotoImpact Images aus den Datenbeständen des Nationalparks übernommen.

Datenqualität

Das einzige technische Problem lag darin, dass die Worldfiles der einzelnen Images vom ArcGIS 8.2 nicht erkannt wurden und die einzelnen Layer noch einmal georeferenziert werden mussten.

3.3 Datentransformation

3.3.1 Nationalparkgrenzen

Der Layer wurde in die ArcGIS Geodatenbank importiert und dann mit einem (Außen-)Puffer von 500 Meter gepuffert. Die neu entstandene Fläche wurde als Arbeitsgebiet definiert. Abbildung 18 zeigt sowohl die Grenzen des Nationalparks als auch jene des Arbeitsgebiets.

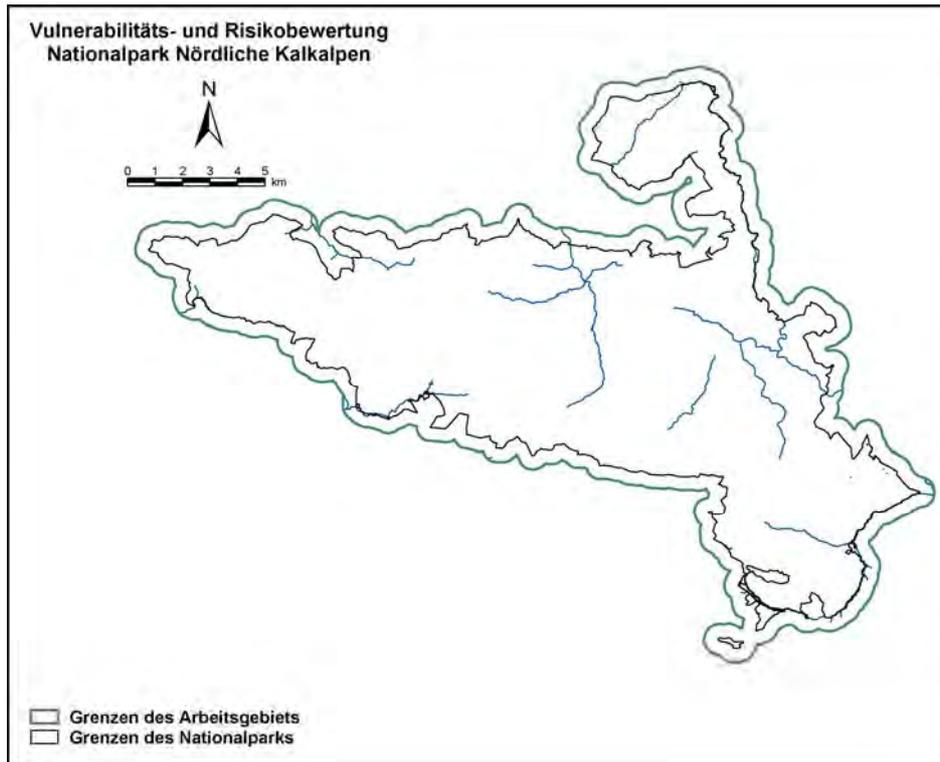


Abbildung 18: Darstellung der Grenzen des Nationalparks und des Arbeitsgebiets.

3.3.2 Digitales Höhenmodell

3.3.2.1 Modifikation des Digitalen Höhenmodells

Wie schon im Kapitel 3.2.2 erwähnt, wurde das digitale Höhenmodell des Nationalparks in Form eines 50*50 Meter Grids übernommen. Da der überwiegende Teil des Geländes eine sehr hohe Reliefenergie aufweist, stellt die Breite dieses Rasters einen markanten Schwachpunkt des Höhenmodells dar. Zudem stellte sich heraus, dass wahrscheinlich keine markanten Geländeformen (Gratverläufe, Täler, etc.) in das Höhenmodell integriert wurden. Da Standortfaktoren wie Neigung und Exposition erstens einen starken Einfluss auf das Auftreten von Bodentypen und Vegetationsgesellschaften haben, zweitens im Bereich von markanten Geländeformen rasch wechseln können und drittens die Standortfaktoren der Inventurpunkte, die in die Modellbildung eingingen, aus dem DEM abgeleitet wurden, ergab sich die

Notwendigkeit diese Schwachstelle des digitalen Höhenmodells zu bereinigen. Da eine nachträgliche Verdichtung des Rasters mit Hilfe einer Stereoauswertung der Luftbilder aufgrund des zeitlichen und des finanziellen Aufwandes nicht in Frage kam, wurde versucht, das Höhenmodell durch folgende Arbeitsschritte zu modifizieren.

Im ersten Arbeitsschritt wurde der 50*50 Raster verdichtet. Dazu wurde das Grid des Höhenmodells in einen Layer (Point) umgewandelt, wobei den einzelnen Punkten die Seehöhe als thematische Information zugewiesen wurde. Diese Information diente als Basis für Interpolation der Seehöhe mit Hilfe der Interpolationsmethode Inverse Distance Weighting. Dabei wurde festgelegt, dass jeweils nur die 4 am nächsten liegenden Punkte in die Berechnung eingehen und, dass der Einfluss der Entfernung bei der Berechnung mit dem Gewichtungsfaktor (Power) 2 zusätzlich gewichtet wird. Danach wurde jener Punktraster erstellt, der in Kombination mit dem schon vorhandenen Raster, den verdichteten Raster darstellen sollte. Die Punkte dieses neuen Rasters wurden dabei so positioniert, dass sie genau in den Mittelpunkten der 50*50 Meter Quadrate, welche durch jeweils 4 Punkte des ursprünglichen Rasters gebildet werden, zu liegen kamen. Das nächste Problem bestand darin, die Koordinaten für diese neuen Punkte zu bestimmen. Das Problem wurde durch ein kleine Visual Basic – Tool (DAMANET, 2001) gelöst, welches nach der Festlegung eines Koordinatensystems die Koordinaten der Elemente eines Point – Layers automatisch bestimmt. Dann wurden die Punkte der beiden Raster zusammengefügt und somit das verdichtete Punkteraster kreiert. Dieses Punkteraster wurde in Folge mit der interpolierten Oberfläche der Seehöhen kombiniert und mit Hilfe der Punktkoordinaten die interpolierte Seehöhe für alle Punkte ermittelt. Die Seehöhen wurden dabei in einer eigenen Spalte der Feature – Table des Point – Layers abgespeichert. Zum Schluss dieses Arbeitsschrittes wurde mit dem verdichteten Punkteraster eine neue Oberfläche der Seehöhen interpoliert.

Im zweiten Arbeitsschritt wurden alle markanten konkaven (z.B.: Täler, Rinnen, Schluchten) und konvexen (z.B.: Grate, Rücken) Geländelinien per Hand digitalisiert, wobei bei der Digitalisierung der konkaven Geländelinien auf das vorhandene digitale Gewässernetz zurückgegriffen wurde. Als Digitalisierungsgrundlage für die Geländelinien dienten die digitalen Höhenschichtenkarten der Blätter 68, 69, 98 und 99 der ÖK 1:50.000. Um die beiden Kategorien der Geländelinien besser unterscheiden zu können, wurden die konvexen und die konkaven Geländelinien in separaten Layern abgespeichert und erhielten zudem eine unterschiedliche thematische Attributierung. Danach wurde mit Hilfe der Editierfunktion DIVIDE entlang dieser Linien im Abstand von 30 Metern neue Punkte gesetzt. Diese Punkte sollten bei der Berechnung des verbesserten Höhenmodells die Höheninformation der markanten Geländeverläufe tragen. Zuerst wurden jedoch für diese Punkte die Koordinaten und danach die Seehöhen aus der neuen interpolierten Oberfläche der Seehöhen bestimmt. Dann wurden die Seehöhen der Punkte, die den Verlauf der konkaven Geländelinien beschrieben, um den Wert von 10 (Metern) verringert und die Seehöhen der Punkte der konvexen Geländelinien um den Wert von 10 (Metern) vergrößert. Diese Rechenschritte basierten auf der Annahme, dass

sich diese Punkte aufgrund der Markantheit der Geländeverläufe entweder deutlich über oder unter der „normalen“ Geländeoberfläche befinden.

Im dritten Arbeitsschritt wurde mit den Punkten, welche die Höheninformation der Geländelinien trugen, und dem verdichteten Punktraster ein TIN (Triangulated Irregular Network) berechnet. Dabei zeigte sich, dass die Punkte des verdichteten Punktrasters, die nahe der Geländelinien lagen, Fehler im Höhenmodell bewirkten. Deshalb wurden alle Punkte des verdichteten Rasters, die innerhalb eines 20 Meter Puffers um die Geländelinien lagen, gelöscht.

Im letzten Arbeitsschritt wurden mit diesem modifizierten verdichteten Punktraster und mit den Punkten der Geländelinien ein neues TIN berechnet. Dieses TIN (Abbildung 19) wurde in ein Grid mit einer Rasterbreite von 15*15 Meter umgewandelt und diente ab diesem Zeitpunkt als neues digitales Höhenmodell. Die Rasterweite der Gridzellen wurde von 50 auf 15 Meter verringert, um an Stellen mit starker Änderung des Neigungswinkels die Qualität des Höhenmodells zu verbessern.

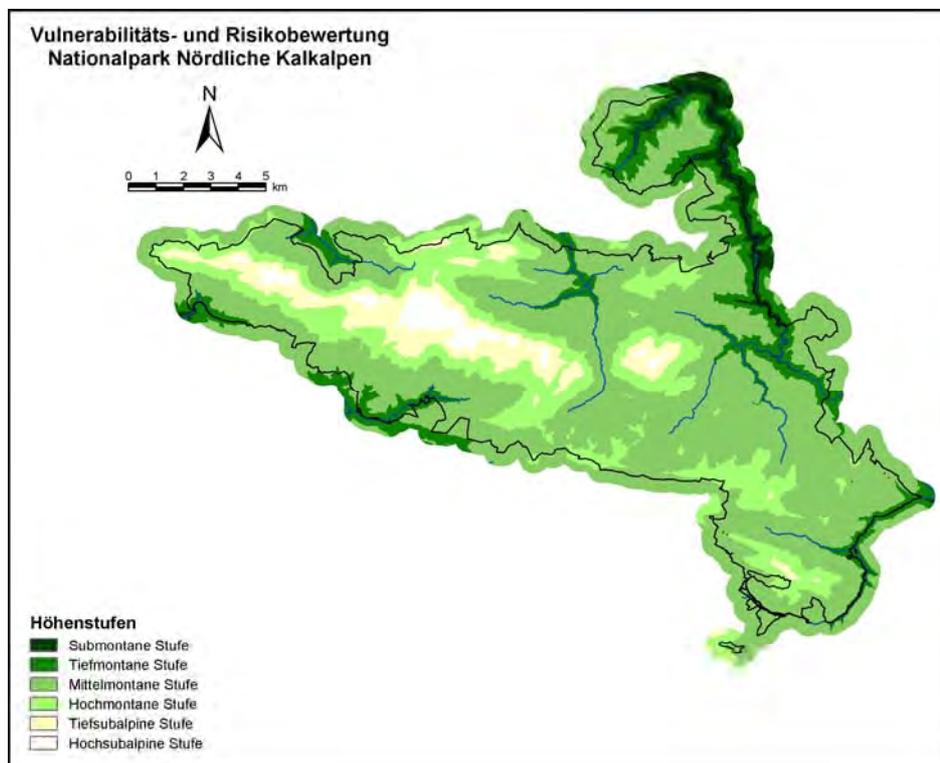


Abbildung 19: Darstellung des modifizierten digitalen Höhenmodells.

3.3.3 Interpretierte geologische Karte

Die übernommene geologische Karte wurde zuerst in die ArcGIS Geodatenbank importiert. Dann wurde sie mit dem Layer des Arbeitsgebietes verschnitten und alle jene Flächen gelöscht, die außerhalb dieses Arbeitsgebiets lagen. Bei der anschließenden Kontrolle der geologischen Karte wurden einige Polygone entdeckt, für die keine Gesteinsart ausgeschieden wurde. Zudem stellte sich heraus, dass einem großen Polygon im Hintergebirge das geologische Attribut

Lockermaterialdecken anstatt Dolomit zugewiesen wurde. Diese Fehler dürften bei der Vervollständigung der geologischen Karte mit den anstehenden Lockermaterialdecken (HASEKE, 1994) passiert sein. Die Fehler wurden per Hand getilgt.

3.3.3.1 Gruppierung der geologischen Substrate

Die Gruppierung der geologischen Substrate (ANGERER ET AL., 1996) wurde im ArcGIS als DBase – Datei geöffnet und dann über die Nummern der einzelnen Gesteinsarten mit Hilfe des Befehls JOIN mit der Feature – Table der geologischen Karte verknüpft. Dann wurde die Gruppierung in eine eigene Spalte kopiert und somit in der Feature – Table fix verankert. Dieselben Arbeitsschritte wurden auch mit der modifizierten Gruppierung (Abbildung 20) nach KATZENSTEINER und MITTERBÖCK (1998) durchgeführt. Für die flächenhafte Darstellung der Modelle wurden zudem die geologischen Einheiten einzeln in Grids mit einer Rasterbreite von 15*15 Meter umgewandelt und mit den binären Werten 0 und 1 belegt.

3.3.3.2 Hydrologische Bewertung der geologischen Substrate

Die hydrogeologische Bewertung (Abbildung 21) der geologischen Substrate (ANGERER ET AL., 1996) wurde im ArcGIS als DBase – Datei geöffnet und dann über die Nummern der einzelnen Gesteinsarten mit Hilfe des Befehls JOIN mit der Feature – Table der geologischen Karte verknüpft. Dann wurde die Bewertung in eine eigene Spalte kopiert und somit fix in der Feature – Table verankert. Zudem wurden die einzelnen Einheiten der hydrogeologischen Bewertung in Grids mit einer Rasterbreite von 15*15 Meter umgewandelt.

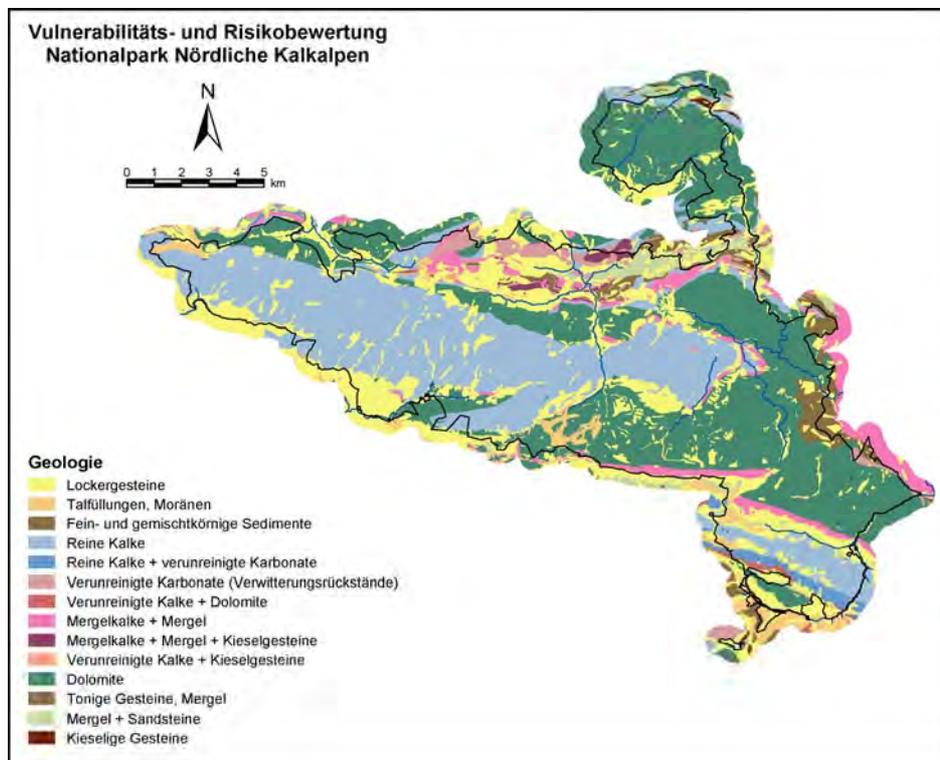


Abbildung 20: Gruppierung der geologischen Substrate (nach KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998).

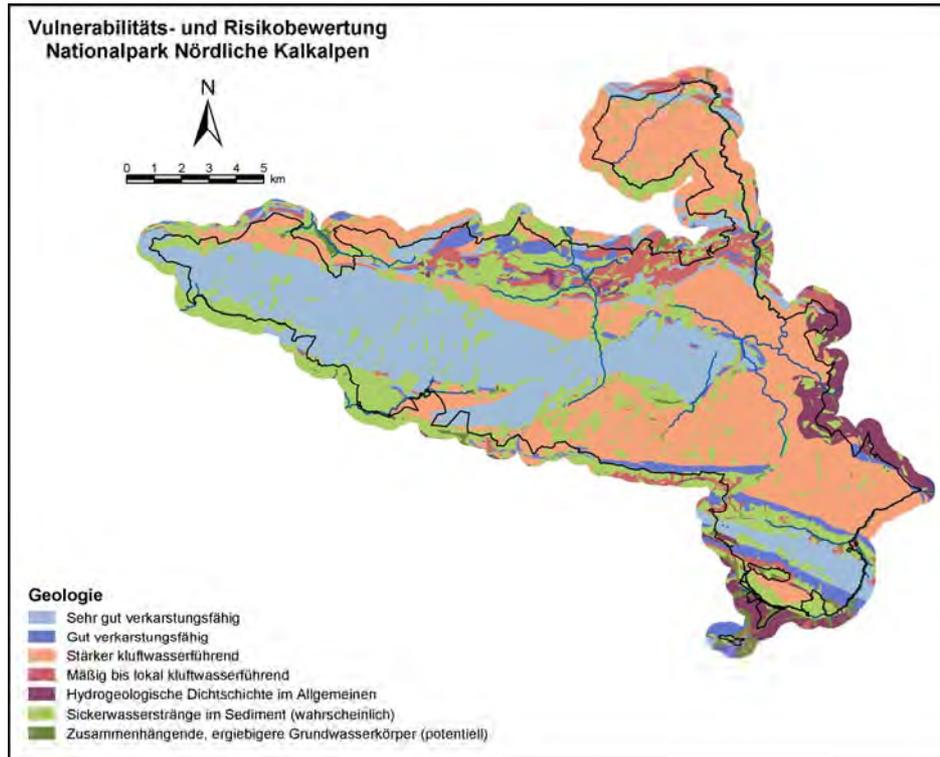


Abbildung 21: Hydrogeologische Gruppierung der Gesteinsarten (nach ANGERER ET AL., 1996).

3.3.4 Geomorphologische Karte

Die geomorphologische Karte wurde zuerst in die ArcGIS Geodatenbank importiert. Dann wurde sie mit dem Layer des Arbeitsgebiets verschnitten und jene Flächen gelöscht, die außerhalb dieser Fläche zu liegen kamen. Weiters wurden jene Flächen gelöscht, für die kein geomorphologisches Phänomen ausgeschieden wurde. Zum Schluss wurden noch die Flächen der einzelnen geomorphologischen Typen in Grids mit Rasterbreiten von 15*15 Meter umgewandelt und mit den binären Werte 0 und 1 belegt.

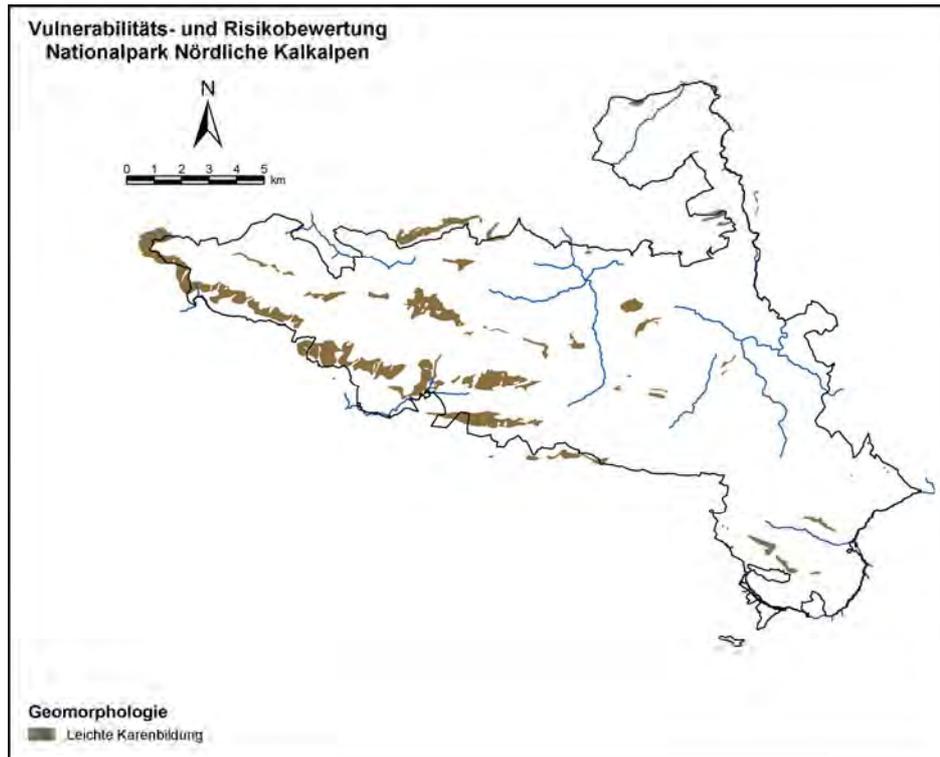


Abbildung 22: Darstellung der Flächen mit leichter Karrenbildung.

3.3.5 Gewässernetz

Das Gewässernetz wurde zuerst in die ArcGIS Geodatenbank importiert. Dann wurden alle Elemente selektiert, die außerhalb des Arbeitsgebiet lagen und gelöscht (Abbildung 23). Außerdem wurden die Gewässerläufe in ein Grid (15*15 Meter) umgewandelt.

3.3.6 Quellendatenbank

Zuerst wurde in der Access – Datenbank jene Tabelle geöffnet, in der alle Quellen aufgelistet waren. Diese Tabelle wurde als DBase – Datei aus der Datenbank exportiert. Dann wurde die DBase – Datei im ArcGIS geöffnet und die Quellen mit der Funktion ADD XY lagerichtig dargestellt, wobei der Rechts- und der Hochwert der Quellen als Grundlage für die koordinativ richtige Darstellung dienten. Einige Quellen, die außerhalb des festgelegten Arbeitsgebiets der Geodatenbank zu liegen kamen, konnten nicht dargestellt werden. Zum Schluss wurde mit der Funktion EXPORTIEREN aus der Darstellung ein Punkt – Layer (Abbildung 24) erzeugt.

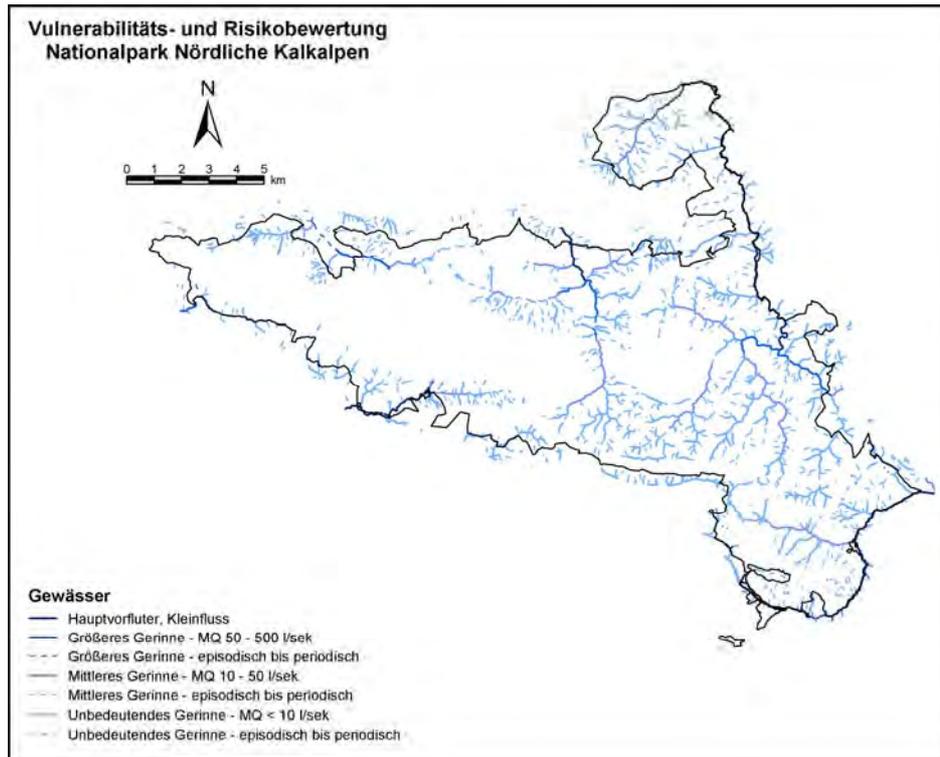


Abbildung 23: Darstellung des Gewässernetzes basierend auf der Typisierung von ANGERER ET AL. (1996).

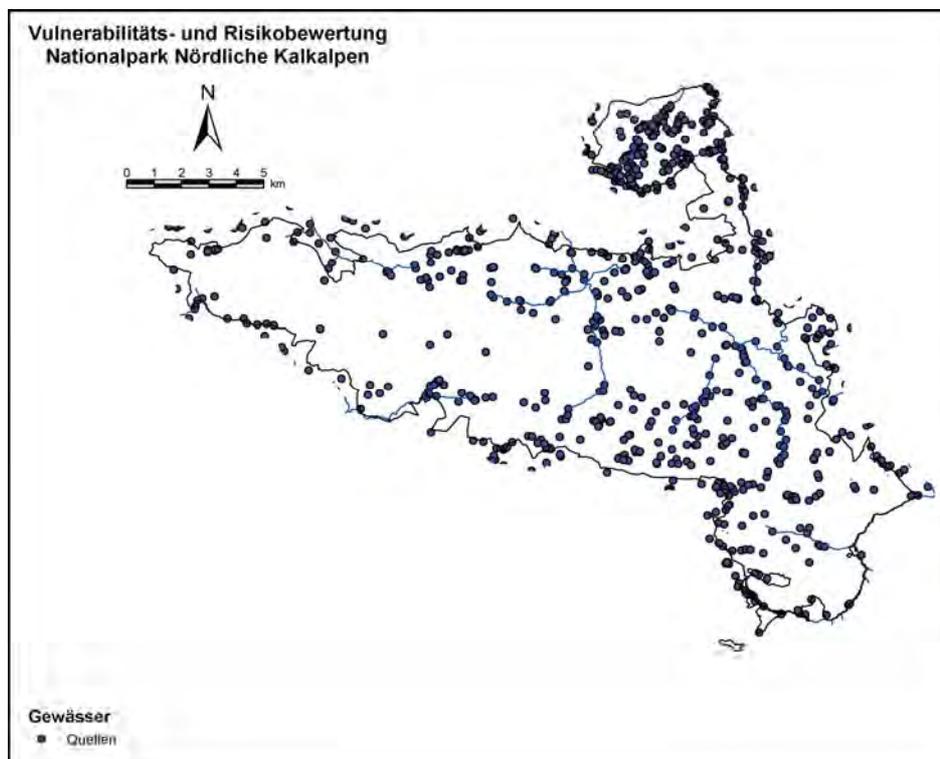


Abbildung 24: Lage der Quellen im Nationalpark.

3.3.7 Biotopeignung für Raufußhühner

3.3.7.1 Modifikation der Rasterdaten der kontinuierlichen Habitatbewertung

Die Daten der kontinuierlichen Habitatbewertung, welche als Grids übernommen wurden, wurden mit der Funktion DENSITY bearbeitet. Die Gründe für diese Bearbeitung lagen erstens in der Beseitigung der (teilweise) sehr kleinräumigen Struktur der Habitatbewertung und zweitens in der Generierung von Darstellungen, die für die Weiterverarbeitung und die Präsentation besser geeignet waren. Dazu wurden zuerst die 4 Klassen, die im Zuge dieser Berechnung ausgeschieden wurden, in 2 Klassen reklassifiziert. Bei dieser Reklassifikation wurden die Gridzellen mit der Bewertung hoch geeignet zur ersten Klasse und die Gridzellen der restlichen Klassen (mittel geeignet, gering geeignet, ungeeignet) zur zweiten Klasse zusammengefasst. Der Grund dieser Klassenbildung basierte auf der Tatsache, dass vor allem die erste Klasse (hoch geeignet), die tatsächlichen Lebensräume der jeweiligen Raufußhuhnart widerspiegelt. Deshalb wurde, nach mündlicher Rückfrage mit dem Nationalparkbiologen WEIGAND (persönliche Mitteilung), beschlossen, nur die Flächen dieser Klasse für die weiteren Analysen zu verwenden. Als nächstes wurden diese reklassifizierten Grids mit einer Rasterbreite von 50 Meter zu Grids mit einer Rasterbreite von 10 Meter verfeinert. Zu diesem Zweck wurden die 50*50 Meter Grids in Polygon – Layer umgewandelt und danach wieder in Grids umgewandelt, wobei bei der Option Rasterbreite 10 Meter angegeben wurde. Als nächstes wurden diese verfeinerten Grids in Punkte – Layer umgewandelt, wobei die numerische Bezeichnung der beiden Klassen als thematisches Attribut definiert wurde. Diese Punkt – Layer und ihre thematischen Attribute dienten in Folge als Grundlage für Dichteberechnungen mit der Funktion DENSITY. Die neu berechneten Oberflächen wurden daraufhin in 2 Klassen (hoch geeignet bzw. un- bis mittel geeignet) reklassifiziert. Bei der Festlegung der Schwellenwerte der Klassen wurde darauf geachtet, die Flächen der Eingangsdaten so gut wie möglich zu reproduzieren. Dann wurden die modifizierten Grids in Polygon – Layer umgewandelt. Abbildung 26 zeigt das Ergebnis der reklassifizierten Dichteberechnung und die Flächen, die für die weiteren Analysen aus diesem Ergebnis geleitet wurden.

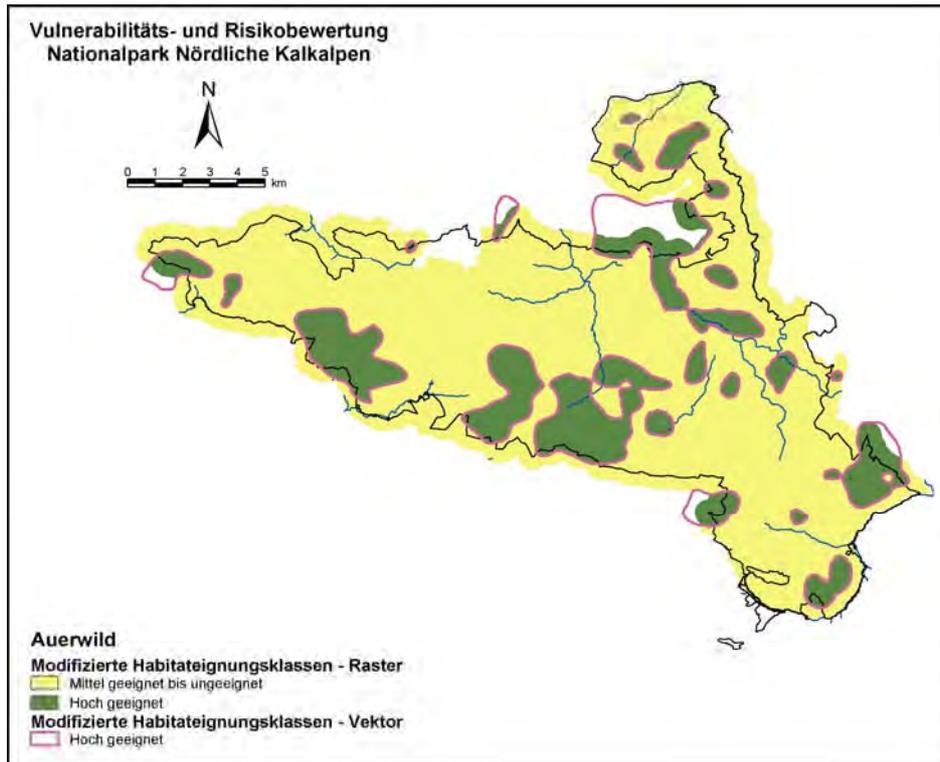


Abbildung 25: Ergebnis der Modifikation der Rasterdaten der kontinuierlichen Habitatbewertung für das Auerwild.

3.3.8 Wildökologische Raumplanung

Jene Daten, die als ArcView Shapefile übernommen wurden, wurden in die ArcGIS Geodatenbank importiert und nicht weiter modifiziert. Abbildung 26 zeigt zum Beispiel die Wintereinstände des Rotwildes.

3.3.8.1 Modifikation der Rasterdaten der diskreten Habitatbewertung

Die Modifikation der Habitatbewertungen des Gamswildes, die nur als diskrete Bewertungen vorlagen, erfolgte nach den gleichen Arbeitsschritten wie die Modifikation der Habitatbewertungen der Rauhfußhühner. Im Gegensatz zur Modifikation der Habitatbewertungen der Rauhfußhühner wurden die Ergebnisse der diskreten Dichteberechnung nicht in 2, sondern in 3 Klassen reklassifiziert, wobei die fünfte Klasse (optimal) als erste Klasse, die vierte Klasse (gut geeignet) als zweite Klasse und die Klassen drei, zwei und eins als dritte Klassen ausgeschieden wurden. Nach der Dichteberechnung wurden die Schwellenwerte für die Reklassifikation so gewählt, dass die Flächen dieser 3 Klassen so gut wie möglich reproduziert wurden. Da jedoch die Flächen der ersten Klasse (optimal) zu klein für die weiteren Analyseschritte waren, wurden die Flächen der ersten und zweiten Klasse schlussendlich zusammengeschlossen und dann in einen Polygon – Layer umgewandelt.

Der zweite Unterschied bestand darin, dass nach der Umwandlung in einen Polygon – Layer alle Teilflächen unter 60.000 m² gelöscht wurden, um die Übersichtlichkeit der Vulnerabilitäts- und Risikokarten aufrecht zu erhalten. Zu diesem Zweck wurde der Polygon – Layer in ein ArcInfo Coverage umgewandelt. Im ArcInfo wurden die Flächen mit dem Befehl DISSOLVE zusammengefügt und dieser neue Layer danach wieder in die ArcGIS Geodatenbank importiert. Dort wurden alle Flächen unter 60.000 m² gelöscht. Die beschriebenen Modifikationen wurden für die diskreten Bewertungen der Winter- und der Sommerhabitats durchgeführt. Abbildung 27 zeigt das Ergebnis der reklassifizierten Dichteberechnung und die Flächen, die für die weiteren Analysen daraus abgeleitet wurden.

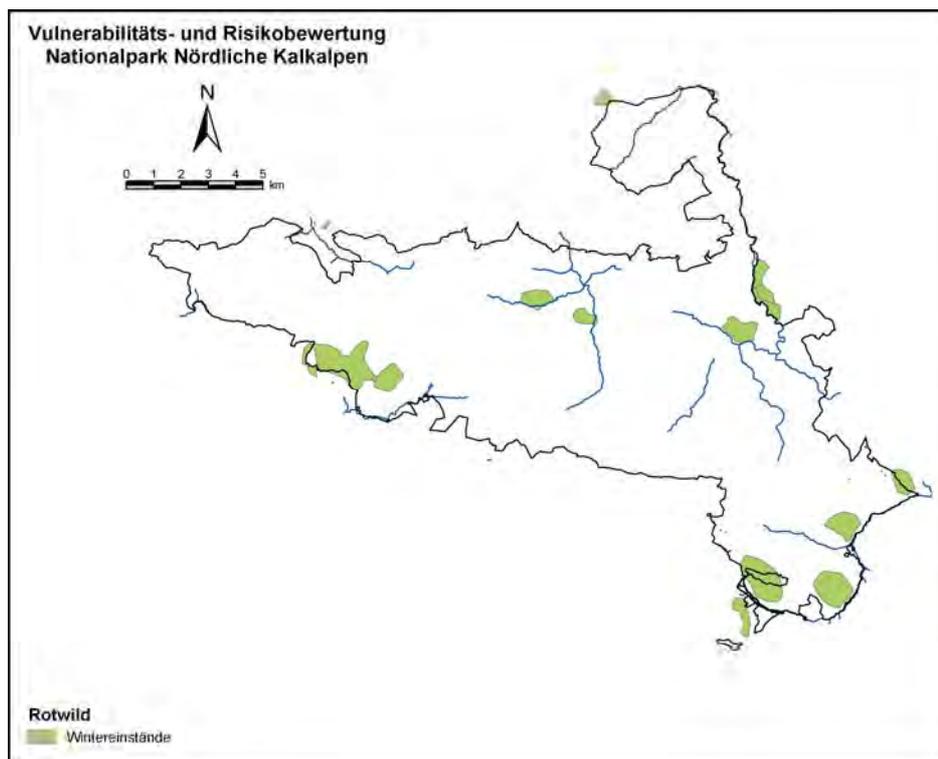


Abbildung 26: Darstellung der Wintereinstände des Rotwildes.

3.3.9 Gewässer/Feuchtbiotope, Amphibien, Schmetterlinge, wertvolle Sonderstandorte

Die analoge Karte der biologisch relevanten Gebiete, diente als Grundlage für die Digitalisierung der eingezeichneten Flächen. Dabei wurde zur sauberen Trennung der einzelnen Themen (Gewässer/Feuchtbiotope, Amphibien, Schmetterlinge und wertvolle Sonderstandorte) für jede Thematik ein eigener Layer angelegt. Die handschriftlichen Informationen (Bewertung, Nummerierung und Bezeichnung) zu den jeweiligen Flächen wurden per Hand in die Feature – Tables der jeweiligen Layer eingegeben.

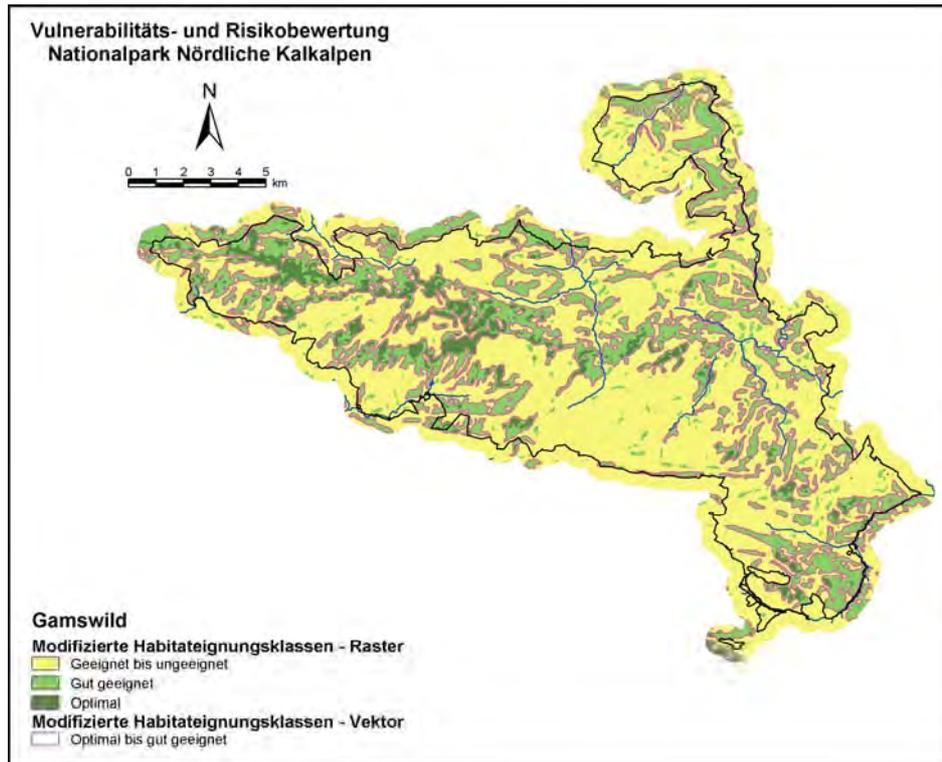


Abbildung 27: Ergebnis der Modifikation der diskreten Habitatbewertung des Gamswildes.

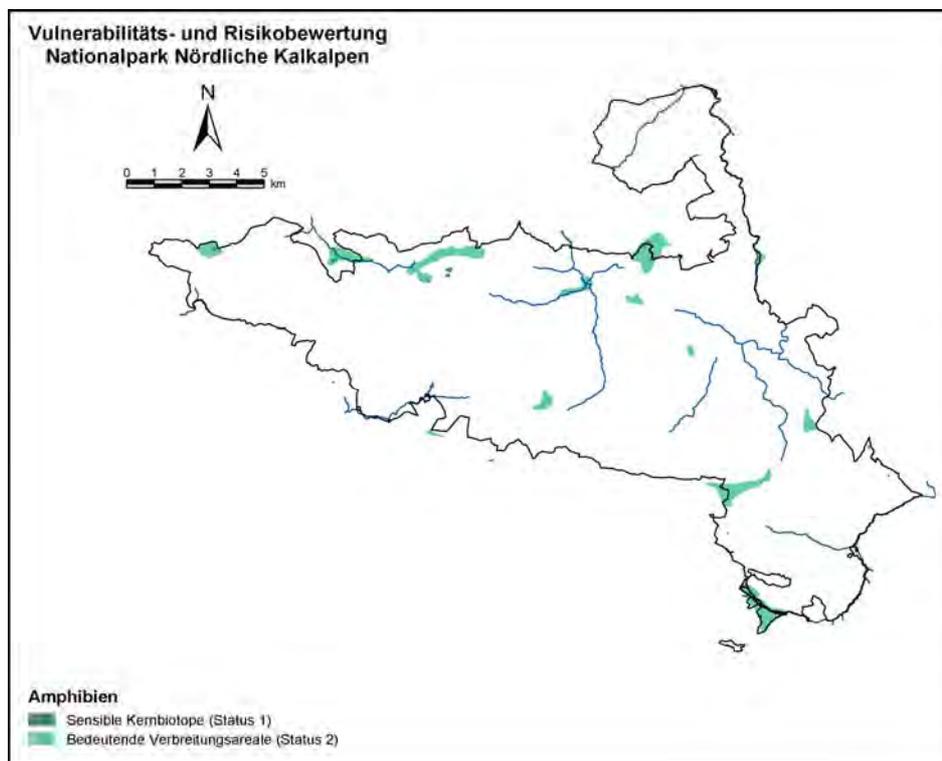


Abbildung 28: Darstellung der Amphibienbiotope.

3.3.10 Bestandserhebung von Auer-, Birk-, Hasel- und Alpenschneehuhn

Die Daten der Auer-, Birk- und Schneehühner mussten lediglich in die ArcGIS Geodatenbank importiert werden. Abbildung 29 zeigt die Balzplätze und die Brutareale des Birkwildes.

Die Daten der Haselhühnerbalzplätze, welche als Textfile überliefert worden wurden, wurden geöffnet, zur Weiterverarbeitung aufbereitet und dann als DBase – Datei abgespeichert. In weiterer Folge wurde die DBASE – Datei im ArcGIS geöffnet und die Balzplätze mit der Funktion ADD XY in das ArcGIS importiert, wobei die Koordinaten der Balzplätze als Grundlage für die lagerichtige Darstellung dienten. Dann wurde aus dieser Darstellung ein Punkt – Layer generiert und in der Geodatenbank abgespeichert.

3.3.11 Kartierung und Bewertung von Biotopflächen

Wie schon im Kapitel 3.2.11 erwähnt wurde, wurden nur jene Flächen der Kartierung verwendet, deren Datenqualität (Abbildung 30) als gut galt. Laut den handschriftlichen Aufzeichnungen handelte es sich dabei um die Flächen der Kategorie 1 und 4. Eine Ausnahme bildete die Zone des Sengsengebirgszuges, die zwar noch nicht kartiert wurde, deren Bedeutung für den Nationalpark jedoch so groß ist, dass sie in der Analyse berücksichtigt wurde.

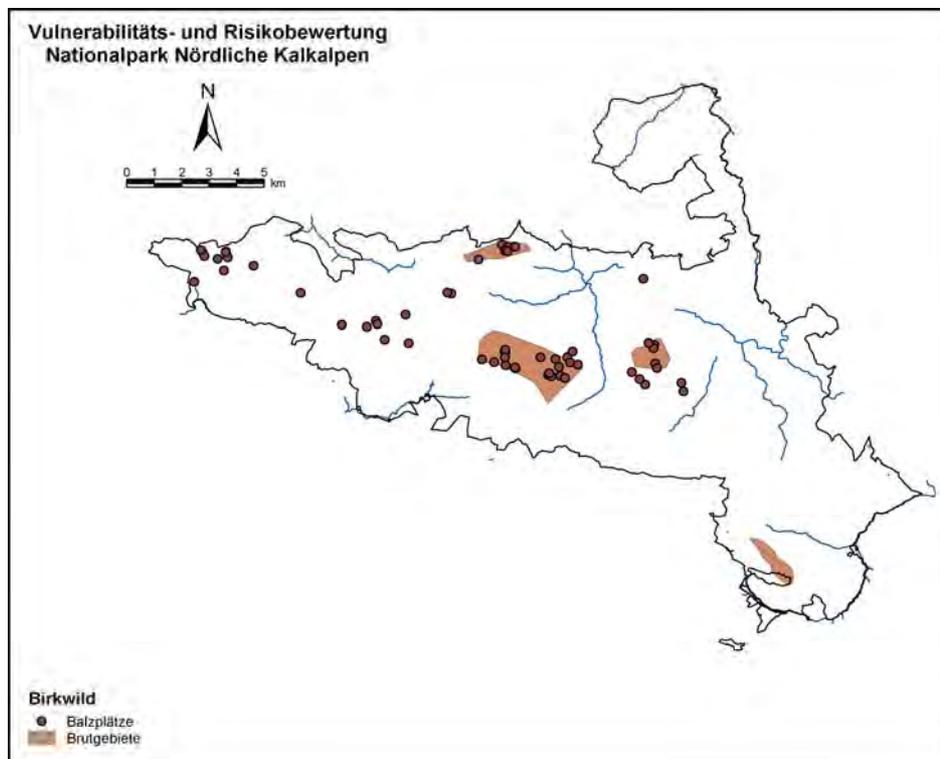


Abbildung 29: Darstellung der Balzplätze und Brutgebiete des Birkwildes.

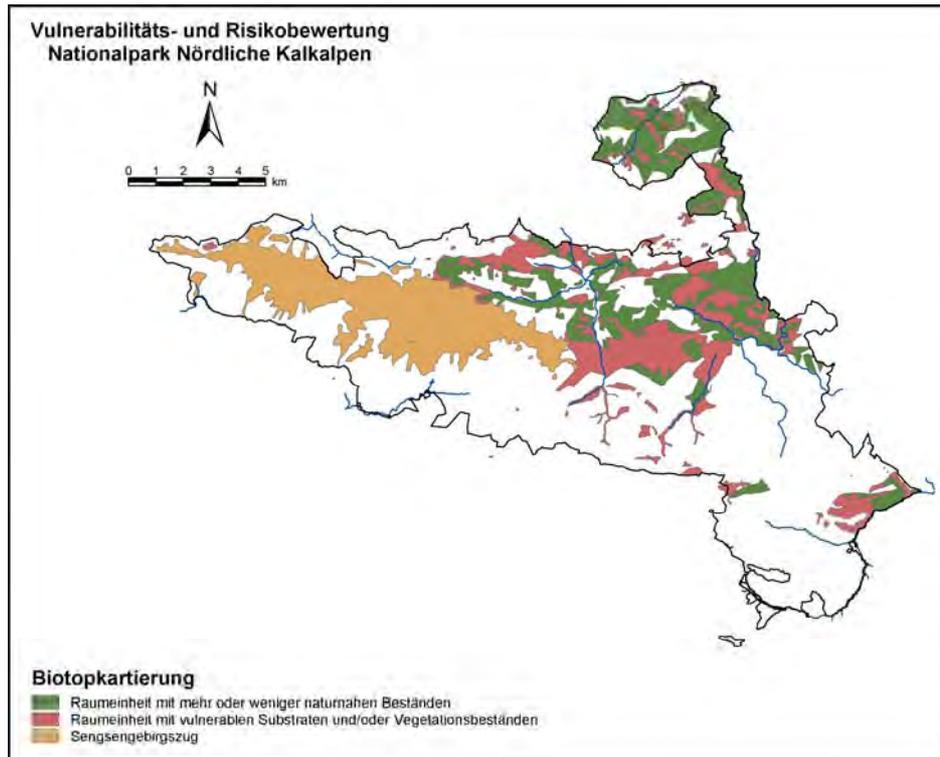


Abbildung 30: Darstellung der Flächen der Biotopkartierung, die für das Projekt verwendet wurden.

3.3.12 Farbinfrarotbilder und deren Interpretation

Die Farbinfrarotbilder wurden lediglich als Orientierungshilfe und als Informationsquelle verwendet. Die Auswertung der Luftbilder wurde in die ArcGIS Geodatenbank importiert und mit dem Layer des Arbeitsgebiets verschnitten. Danach wurden alle Flächen gelöscht, die außerhalb dieses Gebiets lagen. Außerdem wurde jede WÖBT – Einheit separat in ein Grid mit der Rasterbreite von 15*15 Meter umgewandelt und mit den binären Werten 0 und 1 belegt. Da eine Darstellung aller Wildökologischer Bestandstypen zu unübersichtlich wäre, wurden in Abbildung 31 nur einige ausgewählte WÖBTs berücksichtigt.

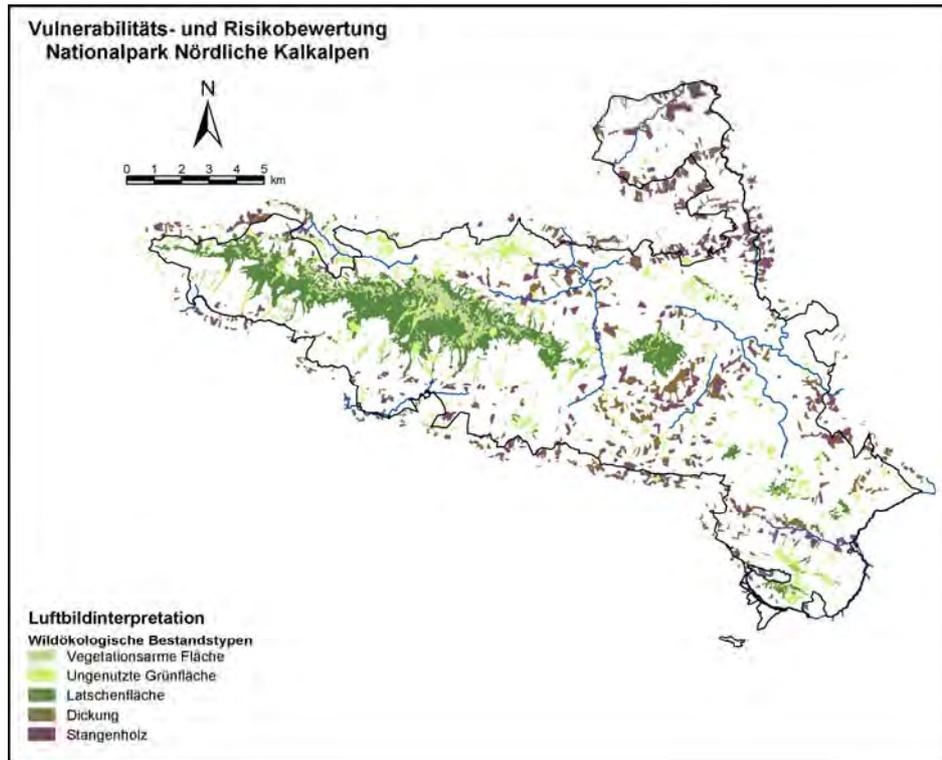


Abbildung 31: Darstellung ausgewählter wildökologischer Bestandstypen.

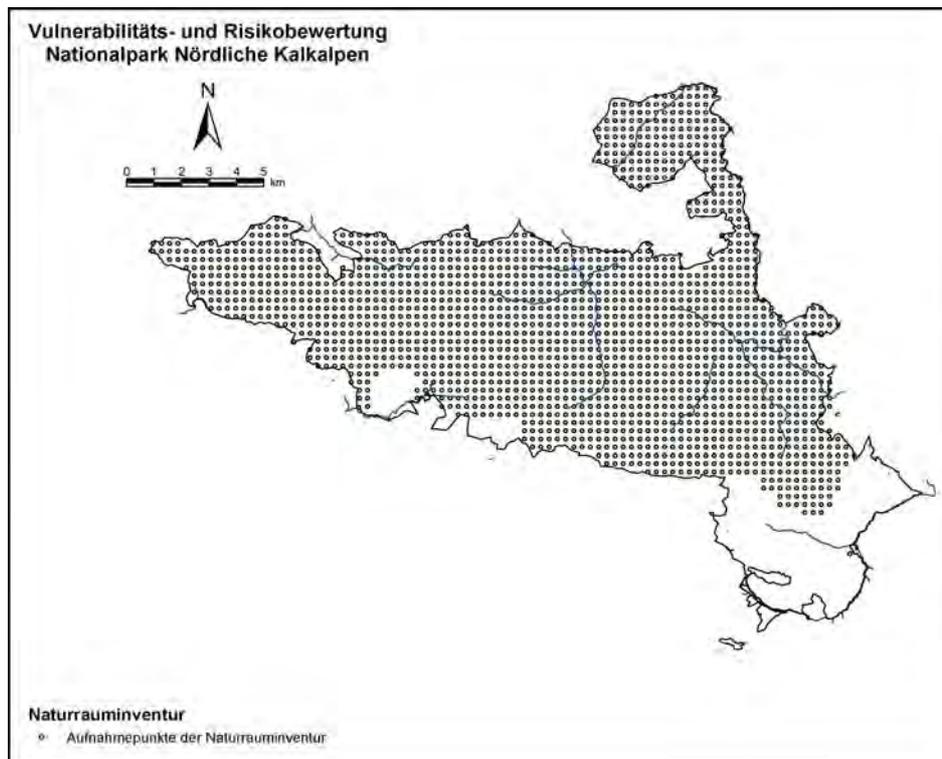


Abbildung 32: 300*300 Meter Raster der Punkte der Naturrauminventur.

3.3.13 Naturrauminventur

Der Layer, der die Punkte der Naturrauminventur (Abbildung 32) enthielt, musste nur in die ArcGIS Geodatenbank importiert werden.

3.3.13.1 Aufbereitung der Daten der effektiven Gründigkeit

Als Datengrundlage für die Modellierung der effektiven Gründigkeit dienten jene Daten, die im Zuge der Naturrauminventur aus den Bodenansprachen gewonnen und danach digital in einer Access – Datenbank abgespeichert wurden. Für das vorliegende Projekt wurde jene Datenbank benutzt, die für das Projekt „Bewertung und Implementierung naturräumlicher Grundlagendaten“ (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) erstellt wurde.

Die effektive Gründigkeit eines Bodenhorizontes wurde nach Formel (3) berechnet und gibt jenen Anteil der Gründigkeit an, der tatsächlich (effektiv) Wasser speichern kann.

$$\text{gruend}_{\text{eff}} = HM \times \left(1 - \frac{Sk}{100}\right) \quad (3)$$

wobei

gruend_{eff} = (berechneter) Wert der effektiven Gründigkeit

HM = Horizontmächtigkeit

Sk = Skelettgehalt (in %)

Normalerweise wird die effektive Gründigkeit für jeden Bodenhorizont eines Bodenprofils getrennt berechnet und dann zu einer effektiven Gründigkeit des gesamten Bodens aufsummiert.

Vor der Festlegung der Inventurpunkte, die bei der Modellbildung berücksichtigt wurden, wurden diese einer Prüfung unterzogen. Der genaue Ablauf dieser Analyse ist im Anhang in Kap 10.4.1 nachzulesen ist.

Im ersten Schritt dieser Prüfung wurde überprüft, ob bei der Eingabe der Bodenansprachen in die Datenbank für aufeinander folgende Bodenhorizonte die gleiche Nummerierung vergeben wurde.

Im zweiten Schritt wurde die richtige Abfolge der Bodenhorizonte überprüft. Bei dieser Prüfung wurde auch überprüft, ob Bodenhorizonte im Gelände entweder nicht angesprochen oder diese Bodenhorizonte nicht in die Datenbank eingegeben wurden. Wenn notwendig, wurde die richtige Abfolge hergestellt oder die Inventurpunkte aus dem Datensatz entfernt.

Im dritten Schritt wurden jene Bodenhorizonte genauer überprüft, bei denen einen mittlere Gründigkeit von Null ausgeschieden wurden. Diese Werte wurden mit jenen der maximalen und der minimalen Gründigkeit verglichen. Wenn bei allen drei Werten Null ausgeschieden wurde, dann wurde der Wert Null in der Datenbank belassen. Wenn bei der minimalen Gründigkeit ein Wert größer Null ausgeschieden wurde, dann wurde dieser Wert für die mittlere Gründigkeit übernommen und angenommen, dass die maximale Gründigkeit falsch angesprochen wurde. Wenn für die minimale und die mittlere Gründigkeit der Wert Null und für die maximale

Gründigkeit ein Wert größer Null vergeben wurde, dann wurde der Wert der maximale Gründigkeit halbiert und dieser Wert als mittlere Gründigkeit angenommen.

Im vierten Schritt wurden die Punkte behandelt, die sowohl 1994 als auch 1996 aufgenommen wurden. Bei diesen Punkten wurde der Wert der Bodenansprache von 1996 für die Modellierung verwendet, weil angenommen wurde, dass die Kartierer 1996 aufgrund der Erfahrung des Jahres 1994 das Bodenprofil besser angesprochen haben.

Im letzten Schritt wurde das Problem der Teilungspunkte behandelt, welches darauf zurückzuführen ist, dass jedem Inventurpunkt in den einzelnen Grids der Standortmerkmale nur eine Gridzelle zugeordnet ist. Deshalb können auch die unterschiedlichen Standortmerkmale, die im Gelände (z.B.: Geländekanten) innerhalb des Inventurpunktes (10 Meter Radius) auftreten können, bei der Erstellung der Datenbank der Standortmerkmale nicht wiedergegeben werden. Bei der Lösung dieses Problems wurden zuerst geschaut, ob für alle Teilflächen des Teilungspunktes eine effektive Gründigkeit berechnet werden konnte. Dann wurden ausgewählte Parameter, die bei der Naturrauminventur für beide Teilflächen erhoben wurden, (z.B.: Anmerkungen zu den Bodentypen, WÖBT – Typen, aktuelle und potentiell natürliche Vegetation, Kurzbeschreibung des Bestandes) miteinander verglichen. Auf Basis dieses Vergleichs wurde der Versuch unternommen, den Grund für die Teilung des Punktes zu rekonstruieren. Dann wurde entschieden, den Wert der effektiven Gründigkeit im Hauptdatensatz zu belassen, zu entfernen oder den Wert der Teilfläche B in den Hauptdatensatz einzufügen. Dabei wurde nach folgenden Regeln vorgegangen.

Wenn auf beiden Teilflächen die gleichen Gründigkeitsklassen ermittelt wurden, aber der Grund für die Teilung aus den Parametern der Naturrauminventur nicht rekonstruiert werden konnte oder die Teilung aufgrund unterschiedlicher Standortfaktoren erfolgte, dann wurde der Punkt aus dem Hauptdatensatz entfernt. Wenn sich die Gründigkeitsklassen jedoch glichen und die Teilung nur aufgrund unterschiedlicher WÖBT – Typen oder der menschlichen Bewirtschaftung (z.B.: Bestandesgrenzen durch Forststraße, Kahlschlag oder Beweidung) erfolgte, dann wurde der Wert der Teilfläche A im Hauptdatensatz belassen. Wenn auf beiden Teilflächen unterschiedliche Gründigkeitsklassen ausgeschieden wurden, dann wurden sie aus dem Hauptdatensatz entfernt.

Dieselben Regeln wurden auch bei den Punkten angewandt, auf deren Flächen trotz der Ausscheidung von Teilflächen nur eine Gründigkeitsklasse ausgeschieden wurde. Wenn nur eine Gründigkeitsklasse ausgeschieden wurde, sich die Standorte unterschieden oder die Standorte durch die Parameter der Naturrauminventur nicht rekonstruiert werden konnten, dann wurde der Punkt aus dem Hauptdatensatz entfernt. Wenn nur eine Gründigkeitsklasse ausgeschieden wurde, sich die Standorte jedoch glichen und der Grund für die Teilung nur in unterschiedlichen WÖBT – Typen oder der menschlichen Bewirtschaftung (z.B.: Forststraßenbau, Bestandesgrenzen aufgrund der Forstwirtschaft oder der Beweidung) lag, dann wurde der Wert der Teilfläche A nicht geändert oder der Wert der Teilfläche B in den Hauptdatensatz eingefügt.

Eine Ausnahme bildeten die Punkte, deren Teilflächen aufgrund eines Gewässers ausgeschieden wurden. Da Gewässer prinzipiell nichts mit der Modellierung der effektiven Gründigkeit zu tun haben, wurde der Wert der Teilfläche A im Hauptdatensatz belassen oder der Wert der Teilfläche B in den Hauptdatensatz eingefügt.

Zum Schluss wurden noch die Punkte gelöscht, deren Flächen durch die menschliche Bewirtschaftung (z.B.: Forststraßenbau) so stark beeinflusst wurden, dass die Bodenansprache und somit der berechnete Wert der effektiven Gründigkeit nicht mehr die „natürlichen“ Zusammenhänge widerspiegelte.

Dies ergab schlussendlich eine Anzahl von 710 Inventurpunkten, die bei der Modellbildung berücksichtigt wurden.

3.3.13.2 Aufbereitung der Daten der Bodentypen

Als Datengrundlage für die Modellierung der Bodentypen diente eine Tabelle aus der Datenbank des Projekts „Implementierung und Bewertung naturräumlicher Grundlagendaten“, die von KATZENSTEINER (1998) erstellt wurde. Sie enthielt 944 Inventurpunkte mit (830) und ohne (114) Bodentypenansprachen. Bevor sie für die Modellbildung verwendet werden konnte, musste wiederum die Problematik der Wiederholungs- und der Teilungspunkte gelöst werden. Eine detaillierte Darstellung dieser Analyse ist wiederum im Anhang (Kapitel 10.4.2) zu finden.

Diese Prüfung erfolgte analog zu jener, die bei der Aufbereitung der Daten für die Modellierung der effektiven Gründigkeit angewandt wurde. So wurde bei den Wiederholungspunkten die Ansprache des Jahres 1994 mit jener des Jahres 1996 ausgetauscht. Auch bei der Behandlung der Teilungspunkte wurden dieselben Regeln wie bei der Aufbereitung der Daten für die Modellierung der effektiven Gründigkeit angewandt.

Vor der Modellierung der Bodentypen musste noch die Gruppierung der Bodentypen verändert werden, weil die Ergebnisse der binären logistischen Regression nur dann statistisch auswertbar sind, wenn die Häufigkeiten der eingehenden Gruppen über 25 Fälle liegen. Da jedoch die Häufigkeiten der meisten ausgeschiedenen Bodentypen unter dieser Grenze liegen, wurde mit KATZENSTEINER (persönliche Mitteilung) beschlossen, die vorkommenden Bodentypen zu 3 großen Gruppen zusammenzuschließen. Tabelle 18 zeigt in der zweiten Spalte (*Ursprüngliche Häufigkeiten*) die Häufigkeiten der Bodentypen der originalen Tabelle (Access – Datenbank), in der dritten Spalte (*Modifizierte Häufigkeiten*) die Häufigkeiten der Bodentypen nach der Durchführung der Prüfung und der Ausscheidung der Gruppe der Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss. In der vierten Spalte (*Aggregierte Bodentypen*) sind die Bodentypengruppen, mit denen die Modellierung durchgeführt wurde, wiedergegeben. Zudem sind jene Bodentypen gekennzeichnet, die aufgrund ihrer geringen Häufigkeit nicht modelliert werden konnten.

Die erste Gruppe, die die Bodentypen Rendzina (RZ), braunlehmbeeinflusste Rendzina (RZBL), Fels – Auflagehumusboden (RZOC), Protorendzina (PR), pseudovergleyte Protorendzina (RZPG) und Tangelrendzina (RZTG) beinhaltet, wurde als Gruppe der Bodentypen mit keinem

oder leichtem Braunlehmeinfluss bezeichnet. Die zweite Gruppe mit den Bodentypen Braunlehmrendzina (BLRZ), Braunlehm (BL), pseudovergleyter Braunlehm (BLPG) und pseudovergleyte Braunlehmrendzina (BLRZPG) wurde als Gruppe der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss bezeichnet. Die dritte Gruppe mit der Bezeichnung Gruppe der Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss wurde nicht durch die Zusammenfassung ausgewählter Bodentypen erstellt. Ihre Ausscheidung basierte auf den Merkmalen Fleckungen – Häufigkeit und Konkretionen – Anzahl, die im Zuge der Bodenansprache der Naturrauminventur erhoben wurden. Eine Bodenansprache wurde dann der Gruppe der Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss zugeordnet, wenn entweder die Häufigkeit der Fleckungen zwischen 5 und 20% oder über 20% der Fläche des Bodenhorizontes betrug oder über 20 Stück Konkretionen je dm^2 Fläche des Bodenhorizontes zu finden waren. Die Inventurpunkte, die zu keiner der Gruppen gezählt werden konnten, wurden aus dem Datensatz entfernt. Aufgrund dieser Modifikationen gingen schlussendlich die Bodentypen von 688 Inventurpunkten in den Modelldatensatz ein.

Tabelle 18: Aufbereitung der Ansprachen der Bodentypen.

	Bodentyp	Ursprüngliche Häufigkeiten	Modifizierte Häufigkeiten	Aggregierte Bodentypen
RZ	Rendzina	260	219	1
RZBL	Braunlehmbeeinflusste Rendzina	130	120	1
BLRZ	Braunlehmrendzina	108	100	2
BL	Braunlehm	94	83	2
BLPG	Pseudovergleyter Braunlehm	76	64	2
PG – neu	Pseudogley (neu)	-	69	3
PG – orig	Pseudogley (orig)	36	10	Nicht modelliert
RZOC	Fels – Auflagehumusboden	21	21	1
PGHP	Hangpseudogley	21	4	Nicht modelliert
PGBL	Braunlehmbeeinflusster Pseudogley	15	8	Nicht modelliert
RO	Rohboden	15	10	Nicht modelliert
PGZP	Zwergpseudogley – Pseudogley	10	0	-
BLRZP G	Pseudovergleyte Braunlehmrendzina	8	8	2
PGSG	Stagnogley	5	1	Nicht modelliert
Rzi	Initiale Rendzina	4	3	Nicht modelliert
SPPG	Pseudovergleyter Semipodsol	4	3	Nicht modelliert
RZTG	Tangelrendzina	2	2	1
OBPG	Pseudovergleyter Ortsboden	2	1	Nicht modelliert
SPBL	Braunlehmbeeinflusster Semipodsol	2	1	Nicht modelliert
SB	Schwemmboden	2	1	Nicht modelliert
PR	Protorendzina	2	1	1
RZBLP G	Pseudovergleyte braunlehmbeeinflusste Rendzina	1	0	-
GL	Gley	1	0	-
GLHG	Hanggley	1	0	-
HM	Hochmoor	1	1	Nicht modelliert
AM	Anmoor	1	0	-
OB	Ortsboden	1	1	Nicht modelliert
PRPG	Pseudovergleyte Protorendzina	1	1	1
ZP	Zwergpodsol	1	0	-
ZPBL	Braunlehmbeeinflusster Zwergpodsol	1	0	-
SGBL	Braunlehmbeeinflusster Stagnogley	1	0	-
RAPO	Podsoliger Ranker	1	1	Nicht modelliert
PGSP	Semipodsol – Pseudogley	1	0	-
RZPE	Pechmoderrendzina	1	0	-
	Summe	830	733	688

3.3.13.3 Aufbereitung der Daten der potentiell natürlichen Vegetation

Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation wurde von TÜXEN (1956) eingeführt und stellt eine Methode dar, um das Naturpotential einer Landschaft oder eines Standortes darzustellen.

Er definierte den Begriff wie folgt:

„... gedachter natürlicher Zustand der Vegetation, der sich für heute entwerfen lässt, wenn die menschliche Wirkung auf die Vegetation unter den heute vorhandenen Lebensbedingungen beseitigt und die natürliche Vegetation sozusagen schlagartig in das neue Gleichgewicht eingeschaltet gedacht würde.“ (TÜXEN 1956)

1987 wurde das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation von KOWARIK kritisch überarbeitet und von diesem folgendermaßen definiert:

„Die heutige PNV ist ein rein gedanklich vorzustellende den gegenwärtigen Standortsbedingungen entsprechende und höchstentwickelte Vegetation, bei deren Konstruktion neben den natürlichen Ausgangsbedingungen auch nachhaltig anthropogene Standortsveränderungen zu berücksichtigen sind. Die Wirkung bestehender sowie künftiger direkter menschlicher Eingriffe innerhalb der Bezugsfläche (Mahd, Düngung, Holznutzung, u. a.) ist auszuschließen, sofern sie nicht bereits zu nachhaltigen Standortsveränderungen geführt hat, wogegen der von außen wirkende Einfluss übergreifender, auch durch fortwährende anthropogene Steuerung geprägter Umweltbedingungen (Veränderung des Wasserhaushaltes) sowie Florenveränderungen zu berücksichtigen sind.“ (KOWARIK, 1987).

Die Basis für diese Modellierung stellte eine Tabelle der potentiell natürlichen Vegetationseinheiten (PNV) dar, die von KOCH (1998) übermittelt wurde. Sie enthielt die Ansprachen der PNV für die Inventurpunkte, die zwischen 1994 und 1998 erhoben wurden und, bei denen es sich um potentielle Waldflächen handelte. Wie Tabelle 19 zeigt wurden insgesamt 750 Ansprachen der PNV von KOCH (1998) durchgeführt.

Bevor sie für die Modellbildung verwendet werden konnte, musste wiederum die Problematik der Wiederholungs- und der Teilungspunkte gelöst werden. Eine detaillierte Darstellung dieser Analyse ist im Anhang (Kapitel 10.4.3) zu finden.

So wurde bei den Wiederholungspunkten die Ansprache des Jahres 1994 mit jener des Jahres 1996 ausgetauscht. Auch bei der Behandlung der Teilungspunkte wurden dieselben Regeln wie bei der Aufbereitung der Daten für die Modellierung der effektiven Gründigkeit und der Bodentypen angewandt.

Damit ergaben sich schlussendlich 642 Inventurpunkte (Tabelle 19), die für die Modellierung der potentiell natürlichen Vegetation verwendet wurden.

Auch bei den ausgeschiedenen potentiell natürlichen Vegetationseinheiten stellte sich das Problem, dass die Häufigkeiten einiger Gesellschaften unter 25 Fällen lagen und damit für eine Modellierung zu gering ausfielen. Die letzte Spalte der Tabelle 19 zeigt unter anderem jene Vegetationseinheiten, die nicht modelliert werden konnten. Eine Ausnahme wurde bei den

Latschengesellschaften getroffen. Da sich die Standortfaktoren ihrer Verbreitungsschwerpunkte in etwa gleichen, wurden sie zu einer Gruppe zusammengeschlossen.

Tabelle 19: Häufigkeiten der potentiell natürlichen Vegetationseinheiten.

Potentiell natürliche Vegetation	Waldgruppe	Ursprüngliche Häufigkeiten	Modifizierte Häufigkeit	Aggregierte PNV
<i>Alnetum incanae</i>	Grauerlenwald	4	3	Nicht modelliert
<i>Ulmo – Aceretum pseudoplatani</i>	Ahorn– und Eschen – Laubmischwälder	1	1	Nicht modelliert
<i>Aro maculati – Fagetum</i>	Frische Karbonat – Buchenwälder	21	16	Nicht modelliert
<i>Asperulo odoratae – Fagetum</i> (Höhenvariante 1)	Braunerde – Buchenwälder	4	3	Nicht modelliert
<i>Asperulo odoratae – Fagetum</i> (Höhenvariante 2)	Braunerde – Buchenwälder	22	14	Nicht modelliert
<i>Helleboro nigri – Fagetum</i> (Höhenvariante 1)	Frische Karbonat – Buchenwälder	175	160	1
<i>Helleboro nigri – Fagetum</i> (Höhenvariante 2)	Frische Karbonat – Buchenwälder	319	273	2
<i>Adenostylo glabrae – Fagetum</i>	Frische Karbonat – Buchenwälder	2	57	Nicht modelliert
<i>Carici albae – Fagetum</i>	Basenreiche Trocken – Buchenwälder	63	3	3
<i>Seslerio – Fagetum</i>	Basenreiche Trocken – Buchenwälder	3	2	Nicht modelliert
<i>Galio rotundifolii – Piceetum</i> (Höhenvariante 2)	Silikatreiche Tannen – Fichtenwälder	1	1	Nicht modelliert
<i>Carici albae – Piceetum</i>	Karbonatreiche montane Fichten – und Fichtennadelmischwälder	90	68	4
<i>Laricetum deciduae</i>	Subalpine Nadelwälder auf Karbonat	5	5	Nicht modelliert
<i>Erico carneaе – Pinetum prostratae</i>	Buschwald	17	14	5
<i>Rhodothamno – Rhododendretum hirsuti</i>	Buschwald	5	4	5
<i>Vaccinio myrtilli – Pinetum montanae</i>	Buschwald	16	16	5
<i>Erico – Pinetum sylvestris</i>	Lichtbetonte Föhrenmischwälder auf Karbonat	1	1	Nicht modelliert
<i>Molinio litoralis – Pinetum</i>	Lichtbetonte Föhrenmischwälder auf Karbonat	1	1	Nicht modelliert
Summe		750	642	592

3.3.14 Erreichbarkeitsanalyse

Das Ergebnis der Erreichbarkeitsanalyse wurde in der gleichen Weise modifiziert, wie die Ergebnisse der Habitatbewertung. Vor der Dichteberechnung wurden jedoch die 11 Klassen, die im letzten Schritt der Erreichbarkeitsanalyse ausgeschieden wurden, zu 3 Klasse zusammengefasst. Nach der Dichteberechnung wurde das Ergebnis in 3 Klassen reklassifiziert und in einen Polygon – Layer (Abbildung 33) umgewandelt. Tabelle 20 zeigt neben den ursprünglichen Klassen die neuen Klassen und deren Bezeichnung.

Tabelle 20: Auflistung der alten und der neuen Klassifizierung des Ergebnisses der Erreichbarkeitsanalyse.

Ursprüngliche Klassen	Neue Klassifizierung	Klassenbezeichnung
1 – 4	1	Leicht erreichbar
5 – 8	2	Beschwerlich erreichbar
9 – 11	3	+/- nicht erreichbar

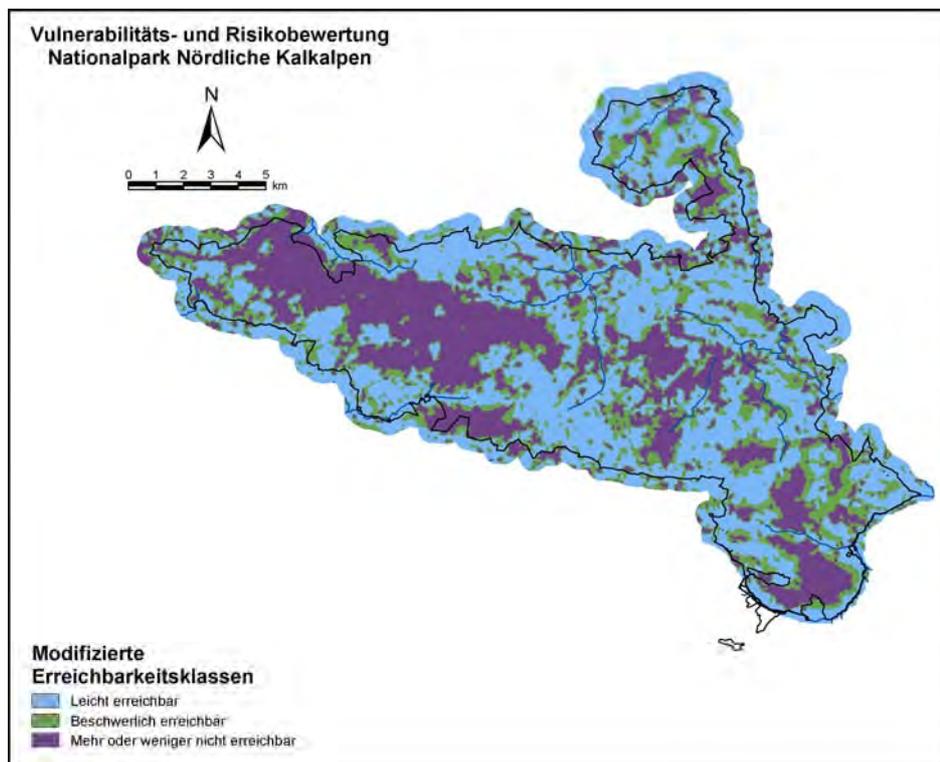


Abbildung 33: Modifikation des Ergebnisses der Erreichbarkeitsanalyse.

3.3.15 Schitouren

Der Layer der gängigsten Schitourenrouten wurde in die ArcGIS Geodatenbank importiert. Dann wurden jene Routen selektiert, die außerhalb des Arbeitsgebiets (Abbildung 34) lagen und gelöscht. Zudem wurden zur Orientierungshilfe allen Schitouren als thematisches Attribut, jene Gipfel zugewiesen, auf die sie führen.

3.3.16 Infrastruktur

Der Layer mit den Verkehrswegen wurde in die ArcGIS Geodatenbank importiert. Dann wurden alle jene Verkehrswege gelöscht, die außerhalb des Nationalparks lagen. Dieselben Arbeitsschritte wurden für den Layer, welcher die touristischen Infrastruktureinrichtungen enthielt, durchgeführt. Abbildung 35 zeigt das Ergebnis dieser Arbeitsschritte.

3.3.17 Historische Nutzung, Almwirtschaft

Der Layer mit den historischen und aktuellen Weiderechten wurde zuerst in die ArcGIS Geodatenbank importiert. Dann wurden mit dem Befehl DISSOLVE die Grenzen zwischen den einzelnen Flächen aufgelöst und diese zu einer großen Fläche (Abbildung 36) zusammengeführt. Dann wurde dieser Layer mit dem Layer des Arbeitsgebiets verschnitten und alle Flächen gelöscht, die außerhalb dieser Fläche lagen.

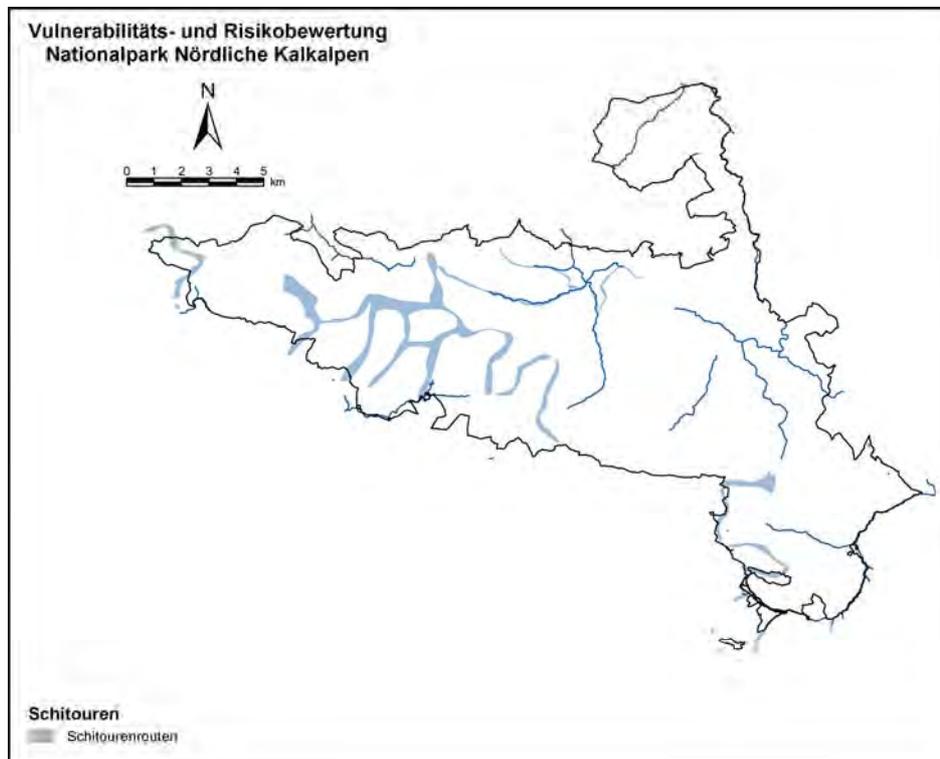


Abbildung 34: Darstellung der gängigsten Schitouren.

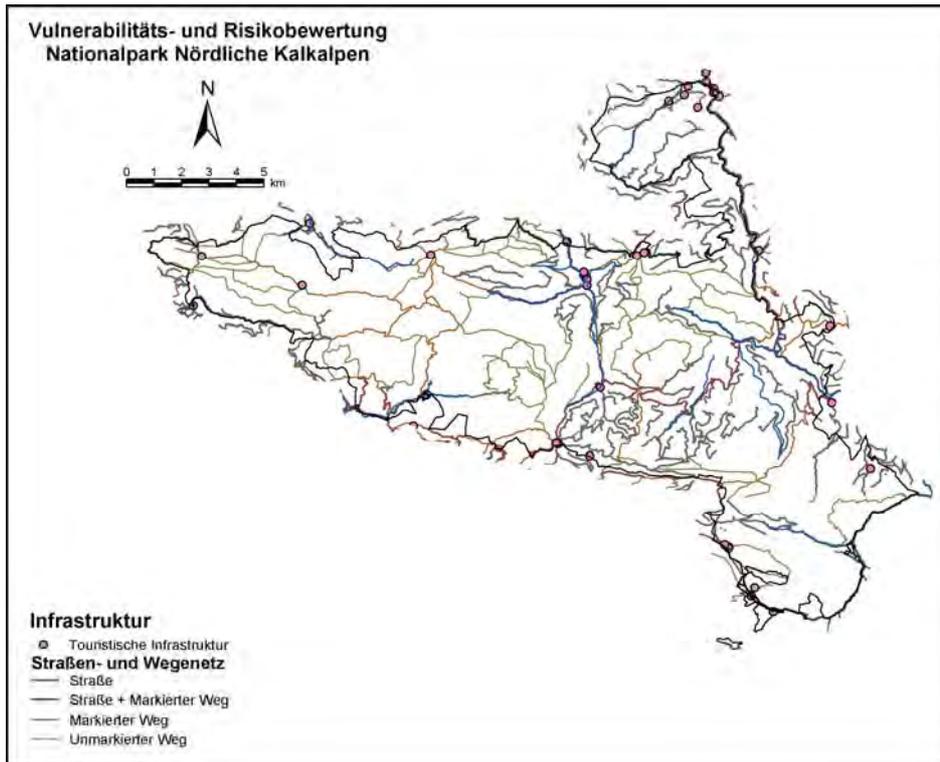


Abbildung 35: Darstellung der Wege, der Forststraßen und der touristischen Infrastruktur.

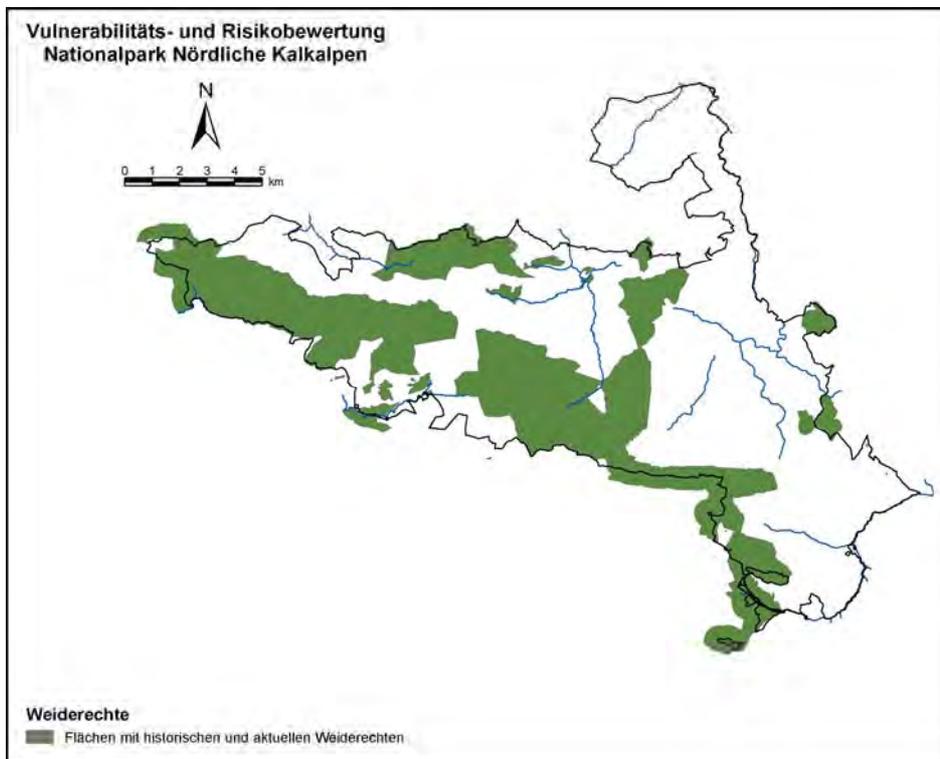


Abbildung 36: Darstellung der Flächen mit historischen und aktuellen Weiderechten.

3.3.18 Wildtiermanagement

Der Layer des Wildtiermanagements wurde zuerst in die ArcGIS Geodatenbank importiert. Da er auf der Forstkarte der Österreichischen Bundesforste basierte, welcher unter anderem alle Bestandesgrenzen enthält, wurden die Grenzen dieser Flächen auf Basis der zugewiesenen Codes der Wildtiermanagementzonierung mit dem Befehl DISSOLVE zu übersichtlicheren Flächen zusammengefügt (Abbildung 37).

3.3.19 Bewahrungszone

Der Layer mit den Flächen der Bewahrungszone (Abbildung 38) musste lediglich in die ArcGIS Geodatenbank importiert werden.

3.3.20 Digitale Ausgabe der ÖK 50

Das einzige Problem dieser Daten bestand darin, dass die Wordfiles der einzelnen digitalen Layer von ArcGIS nicht erkannt wurden. Deshalb mussten diese noch einmal georeferenziert werden. Sonst wurden keine Modifikationen durchgeführt.

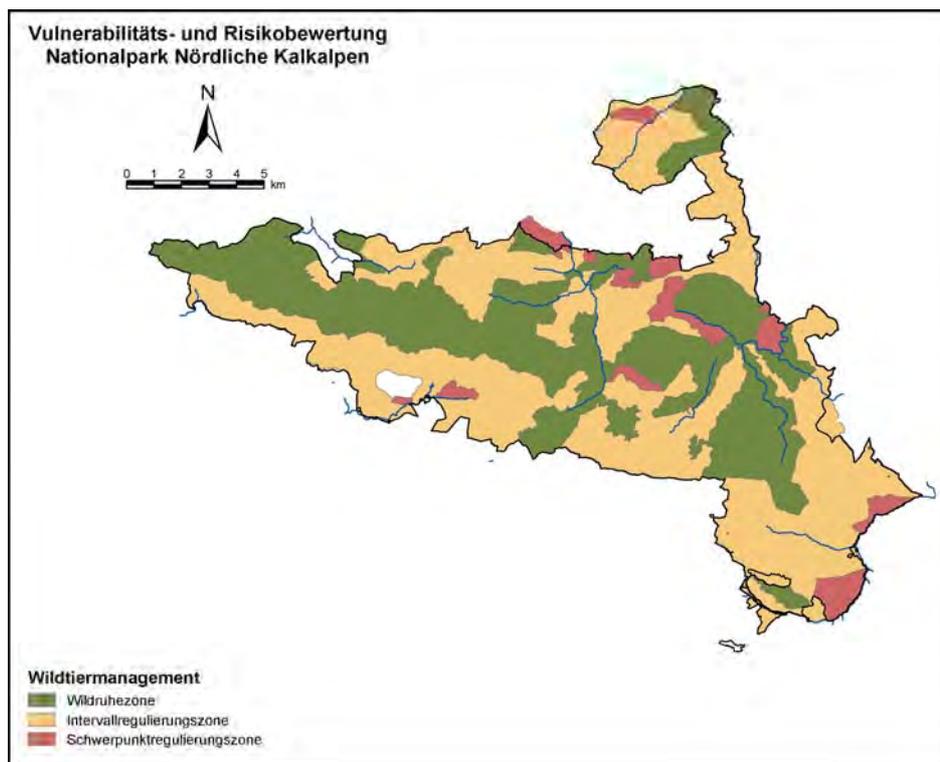


Abbildung 37: Zonen des Wildtiermanagements.

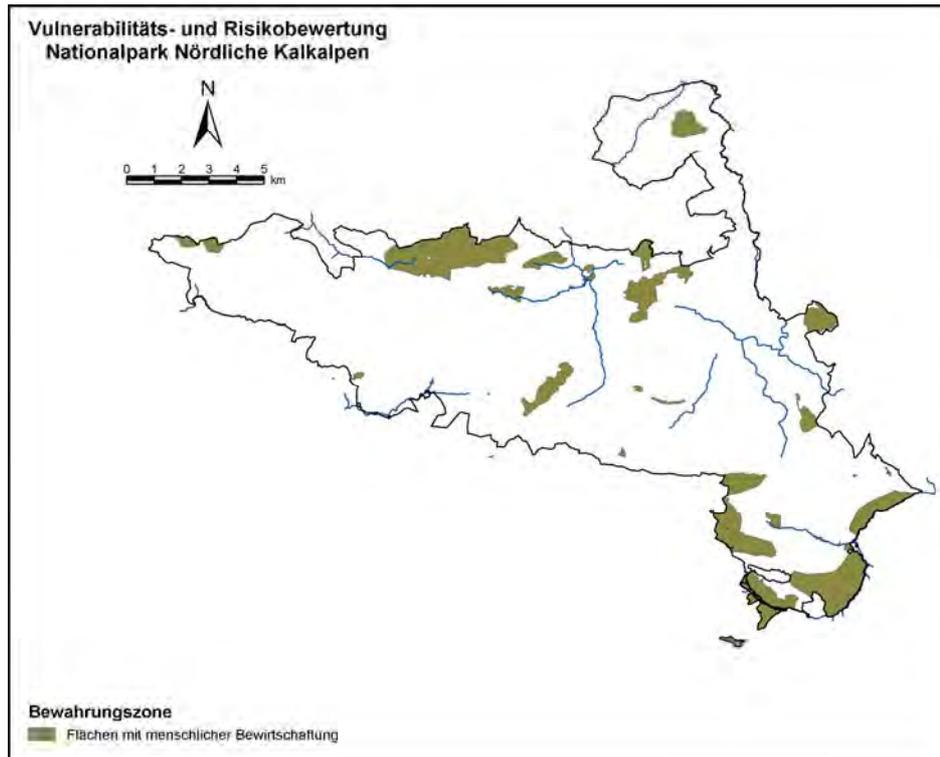


Abbildung 38: Darstellung der Flächen der Bewahrungszone.

3.4 Erstellung der Modelldatensätze

Welche Inventurpunkte in den 3 Modelldatensätzen der effektiven Gründigkeit, der Bodentypen und der potentiell natürlichen Vegetation berücksichtigt wurden, wurde in den Kapiteln 3.3.13.1, 3.3.13.2 und 3.3.13.3 ausführlich erläutert. Für die Fertigstellung der Modelldatensätze fehlten damit nur noch die Standortfaktoren der berücksichtigten Punkte. Zu diesem Zweck wurde zuerst im ArcView und ArcGIS ein Datensatz mit den Standortfaktoren aller 1838 Inventurpunkte erstellt. Dazu wurden der Layer mit den Inventurpunkten und die Grids mit den Standortfaktoren im ArcGIS geladen. Dann wurde der Layer der Inventurpunkte in ein Shapefile (Point) exportiert. Die Grids wurden vektorisiert und ebenfalls als Shapefiles (Format: Polygon) abgespeichert. Im nächsten Schritt wurden diese Shapefiles im ArcView geladen und dann mit Hilfe der Funktion ASSIGN DATA BY LOCATION des Geoprocessing Wizards (Extension: Geoprocessing) die Standortfaktoren für jeden Inventurpunkt ermittelt. Die Feature – Table des Shapefiles mit den Inventurpunkten wurde danach als DBase – Datei abgespeichert. Im ArcGIS wurde die DBase – Datei geladen und mit Hilfe der Funktion JOIN mit der Feature – Table des Layers der Inventurpunkte verbunden, wobei die Nummern der Inventurpunkte als Verknüpfungsschlüssel dienten. Um diese Verknüpfung zu fixieren, wurden die Punkte und ihre erweiterte Feature – Table exportiert und als neuer Layer abgespeichert.

Für Erstellung der Modelldatensätze wurden sowohl die DBase – Dateien mit den effektiven Gründigkeiten, den Bodentypen und den potentiell natürlichen Vegetationseinheiten, als auch der Layer der Standortfaktoren im ArcGIS geladen. Die nächsten Arbeitsschritte wurden dann für jede dieser 3 DBase – Dateien getrennt durchgeführt. Zuerst wurden die DBase – Dateien mit der Funktion JOIN mit der Feature – Table des Layers der Standortfaktoren verbunden, wobei die Inventurpunktnummern als Verknüpfungsschlüssel dienten. Dann wurden die Inventurpunkte mit ihrer erweiterten Feature – Table exportiert und als eigene Layer abgespeichert. Im letzten Schritt wurden jene Inventurpunkte der 3 Layer, für die keine effektive Gründigkeit, kein Bodentyp oder keine potentiell natürliche Vegetationseinheit ausgeschieden wurde, in dem jeweiligen Layer selektiert und aus dem Layer zu entfernen. Die Feature – Tables dieser 3 Layer stellten die Modelldatensätze dar und wurden als DBase – Dateien abgespeichert.

3.5 Statistische Analysemethoden

3.5.1 Lineare Regressionsanalyse

3.5.1.1 Einleitung

Nach BACKHAUS ET AL., 2003

Die Regressionsanalyse ist jene statistische Analysemethode, die am häufigsten eingesetzt wird. Dies liegt vor allem in der Flexibilität bei ihrer Anwendung. In erster Linie wird sie dafür eingesetzt, die Zusammenhänge zwischen einer abhängigen und einer oder mehrerer unabhängiger Variablen in Form einer linearen Regressionsgerade quantitativ zu schätzen. In Folge kann diese Regressionsgerade jedoch auch dazu verwendet werden, fehlende Werte der abhängigen Variablen zu schätzen oder zu prognostizieren.

Je nach der Anzahl der unabhängigen Variablen, die in die Analyse eingehen, wird zwischen der einfachen und der multiplen Regressionsanalyse unterschieden. Bei der einfachen Regressionsanalyse wird versucht, die Varianz der Werte der abhängigen Variable lediglich mit einer unabhängigen Variablen zu erklären. Bei der multiplen Regressionsanalyse, die auch für das vorliegende Projekt verwendet wurde, gehen zwei oder mehr unabhängige Variablen in das Regressionsmodell ein.

Das Datenformat der verwendeten Variablen muss metrisch sein. Eine Ausnahme bilden so genannte Dummy – Variablen, welche zwar nur 2 Ausprägungen (z.B.: 0 und 1) aufweisen, jedoch ebenfalls zu den quantitativen Variablen gezählt werden. Da sich die einzelnen Ausprägungen der nominalskalierten Daten in binäre (Dummy-)Variablen umwandeln lassen, können auch Variablen dieses Datenniveaus für die Regressionsanalyse verwendet werden.

3.5.1.2 Vorgehensweise

Tabelle 21 zeigt die Ablaufschritte, die im Zuge einer Regressionsanalyse durchgeführt werden.

Tabelle 21: Ablaufschritte der linearen Regressionsanalyse (aus BACKHAUS ET AL., 2003)

1	Modellformulierung
2	Schätzung der Regressionsfunktion
3	Prüfung der Regressionsfunktion
4	Prüfung der Regressionskoeffizienten
5	Prüfung der Modellprämissen

3.5.1.2.1 Modellformulierung

Der erste Schritt der Regressionsanalyse beschäftigt sich mit der Formulierung des Modells. Dabei handelt es sich um rein fachliche Überlegungen des Anwenders. Das Ziel ist, neben der Festlegung der abhängigen Variablen (Regressand), die Ermittlung jener unabhängigen Variablen (Regressoren), die mit der abhängigen Variablen in einem Ursache-Wirkungs-Zusammenhang (Je-Desto-Beziehung) stehen. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass der Zusammenhang zwischen den einzelnen unabhängigen und der abhängigen Variablen mehr oder weniger linear ist. Dies lässt sich annäherungsweise durch ein Streudiagramm darstellen.

3.5.1.2.2 Schätzung der Regressionsfunktion

Das Ziel des zweiten Schrittes ist die Schätzung der Regressionsfunktion. Dies wird durch die Minimierung der Zielfunktion (4) erreicht.

$$\sum_{k=1}^K e_k^2 = \sum_{k=1}^K \left[y_k - (b_0 + b_1 x_{1k} + b_2 x_{2k} + \dots + b_j x_{jk} + \dots + b_J x_{JK}) \right]^2 \rightarrow \min \quad (4)$$

wobei

e_k = Werte der Residualgröße ($k = 1, 2, \dots, K$)

y_k = Werte der abhängigen Variablen ($k = 1, 2, \dots, K$)

b_0 = Konstantes Glied

b_j = Regressionskoeffizienten der Variablen j ($j = 1, 2, \dots, J$)

x_{jk} = Werte der unabhängigen Variablen j ($j = 1, 2, \dots, J$; $k = 1, 2, \dots, K$)

J = Zahl der unabhängigen Variablen

K = Zahl der Beobachtungen

Der methodische Ansatz, der hinter diesem Schritt liegt, wird als *Methode der kleinsten Quadrate* bezeichnet. Diese besagt, dass die Regressionskoeffizienten der Regressionsgleichung so geschätzt werden, dass die Summe der quadrierten Residuen minimal wird. Als Residuum wird dabei jener Wert einer Beobachtung bezeichnet, der sich bei der Subtraktion des geschätzten Wertes vom gemessenen Wert ergibt. In diesem Wert sind alle

Einflüsse auf die abhängige Variable enthalten, die nicht durch die unabhängigen Variablen erklärt werden. Durch die Quadrierung der Residuen werden größere Residualwerte stärker gewichtet und es wird vermieden, dass sich negative und positive Werte aufheben.

Die resultierende Regressionsgleichung (5) lässt sich bei der Verwendung mehrerer Variablen folgendermaßen ausdrücken.

$$\hat{Y} = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 + \dots + b_j X_j + \dots + b_J X_J \quad (5)$$

wobei

\hat{Y} = Geschätzter Wert der abhängigen Variablen Y

b_0 = Konstantes Glied

b_j = Geschätzte Regressionskoeffizienten der Variablen j (j = 1,2, ..., J)

X_j = Werte der unabhängigen Variablen j (j = 1,2, ..., J)

J = Zahl der unabhängigen Variablen

Die Regressionsgleichung setzt sich somit aus einem konstanten Glied und den Regressionskoeffizienten zusammen. Das konstante Glied gibt den geschätzten Wert der abhängigen Variablen an, wenn alle Regressionskoeffizienten auf Null gesetzt werden. Die Regressionskoeffizienten führen dagegen zu einem Abweichen dieses Wertes nach oben oder unten und geben an, um wie viele Einheiten sich die abhängige Variable ändert, wenn die unabhängige Variable um eine bestimmte Anzahl von Einheiten geändert wird. Ein direkter Vergleich der Bedeutung der Regressionskoeffizienten ist jedoch nur dann möglich, wenn diese in der gleichen Einheit gemessen werden. Da dies nur sehr selten der Fall ist, müssen die Koeffizienten, mit Formel (6) standardisiert werden.

$$\hat{b}_j = b_j \times \frac{\text{Standardabweichung von } X_j}{\text{Standardabweichung von } Y} \quad (6)$$

wobei

\hat{b}_j = Standardisierter geschätzter Regressionskoeffizient

b_j = Geschätzter Regressionskoeffizient der Variablen j

X_j = Unabhängige Variable j

Y = Abhängige Variable

Mit den absoluten Werten dieser so genannten Beta – Koeffizienten können nun Aussagen über die Einflussstärke der einzelnen unabhängigen Variablen auf die abhängige Variable gemacht werden. Dabei gilt, dass der Einfluss umso größer ist, je größer der absolute Wert des Beta – Koeffizienten ist.

3.5.1.2.3 Prüfung der Regressionsfunktion

Die Prüfung der Regressionsfunktion umfasst die Prüfung des gesamten Modells und die Prüfung der einzelnen Regressionskoeffizienten. Die Prüfung des gesamten Modells erfolgt im vorliegenden Projekt durch folgende 2 Gütemaße:

- das Bestimmtheitsmaß (R^2)
- die F – Statistik

Bestimmtheitsmaß (R^2)

Die Berechnung des Bestimmtheitsmaßes basiert auf den Abweichungen zwischen den gemessenen und den geschätzten Werten der abhängigen Variablen. Um diese Werte vergleichbar zu machen, werden sie in Relation zum Mittelwert der gemessenen Werte der abhängigen Variable gesetzt. Die Gesamtabweichung ergibt sich dabei für jede Beobachtung aus der Subtraktion des Mittelwertes der abhängigen Variablen vom gemessenen Wert und lässt sich in einen erklärten und einen unerklärten Anteil (Residuum) trennen. Der erklärte Anteil ist dabei jener Wert, der durch die unabhängigen Variablen erklärt wird und ergibt sich aus der Subtraktion des Mittelwertes der abhängigen Variablen vom Wert, der durch die Regressionsfunktion geschätzt wird. Je größer dieser Wert ist, desto besser wird die abhängige Variable durch die Regressionsfunktion angeschätzt. Der unerklärte Anteil spiegelt dagegen jene Einflüsse wieder, die nicht im Modell berücksichtigt werden und ergibt sich aus der Subtraktion des geschätzten Wertes vom gemessenen Wert. Werden die Gesamtabweichungen der einzelnen Beobachtungen quadriert und aufsummiert, dann ergibt sich die so genannte Gesamtstreuung, die sich ebenfalls in einen erklärten und einen unerklärten Anteil zerlegen lässt. Mit Hilfe dieser Werte lässt sich auch das Bestimmtheitsmaß nach Formel (7) berechnen.

$$R^2 = \frac{\sum_{k=1}^K (\hat{y}_k - \bar{y})^2}{\sum_{k=1}^K (y_k - \bar{y})^2} = \frac{\text{erklärte Streuung}}{\text{Gesamtstreuung}} \quad (7)$$

wobei

K = Zahl der Beobachtungen

\hat{y}_k = Geschätzter Wert der Beobachtung k ($k = 1, 2, \dots, K$)

\bar{y} = Mittelwert der gemessenen (abhängigen) Variablen

y_k = Gemessene Werte der Beobachtung k ($k = 1, 2, \dots, K$)

Der Wertebereich des Bestimmtheitsmaßes liegt zwischen 0 und 1. Je größer der Wert ist, desto besser ist die Anpassung der Regressionsfunktion an die empirischen Daten („goodness of fit“).

Darauf aufbauend, kann nach Formel (8) auch das korrigierte Bestimmtheitsmaß berechnet werden. Dieses Maß berücksichtigt den Umstand, dass das Bestimmtheitsmaß mit jeder

unabhängigen Variablen, die in das Modell aufgenommen wird, wachsen kann. Die Ursache dieses Phänomens ist darin zu suchen, dass jede hinzukommende Variable einen mehr oder weniger großen Anteil der Restvarianz erklären kann. Dabei muss zwischen dieser Variable und der abhängigen Variablen nicht einmal ein fachlicher Zusammenhang bestehen. Das Problem ist, dass eine große Anzahl von unabhängigen Variablen die Qualität des Modells verschlechtert. Dies ist vor allem bei einer kleinen Zahl von Freiheitsgraden der Fall. Um diesen Schwachpunkt des Gütemaßes zu beheben, wird das Bestimmtheitsmaß um einen Korrekturwert verringert, dessen Ausmaß von den Freiheitsgraden abhängt.

$$R_{korr}^2 = R^2 - \frac{J \times (1 - R^2)}{K - J - 1} \quad (8)$$

wobei

R^2 = Bestimmtheitsmaß

K = Zahl der Beobachtungen

J = Zahl der Regressoren

$K - J - 1$ = Zahl der Freiheitsgrade

F – Statistik

Die F – Statistik ist dann von Bedeutung, wenn es sich bei dem verwendeten Datensatz, um eine Stichprobe handelt. Weist dieser Test einen signifikanten Wert auf, dann kann das Modell auf die Grundgesamtheit übertragen werden. Im Gegensatz zum Bestimmtheitsmaß geht bei der F – Statistik neben der Streuung auch die Zahl der Beobachtungen und der unabhängigen Variablen ein. Dieser Umstand schließt die Möglichkeit aus, dass bei einer geringen Anzahl von Beobachtungen die Qualität des Modells als gut bezeichnet wird, obwohl dies nicht der Fall ist. Im Zuge des F – Tests wird ein empirischer Wert, der sich aus der Formel (9) ergibt, mit einem theoretischen (kritischen) Wert verglichen. Dieser kritische Wert ist abhängig von der gewählten Irrtumswahrscheinlichkeit (Signifikanzniveau), der Zahl der unabhängigen Variablen und der Zahl der Beobachtungen. Ist der berechnete (empirische) Wert größer als der theoretische (kritische) Wert, dann kann die Nullhypothese H_0 verworfen werden. Diese besagt, dass zwischen der abhängigen und den unabhängigen Variablen kein Zusammenhang besteht und somit alle Regressionskoeffizienten Null sind.

$$F_{emp} = \frac{\frac{\text{erklärte Streuung}}{J}}{\frac{\text{nicht erklärte Streuung}}{K - J - 1}} \quad (9)$$

wobei

J = Zahl der Regressoren

K = Zahl der Beobachtungen

$K - J - 1$ = Zahl der Freiheitsgrade

Die Alternativhypothese H_1 sagt dagegen aus, dass der angenommene Zusammenhang zwischen den Werten der abhängigen und der unabhängigen Variablen statistisch signifikant ist.

3.5.1.2.4 Prüfung der Regressionskoeffizienten

Nach der Prüfung der Güte des gesamten Modells werden im vierten Schritt die einzelnen Regressionskoeffizienten auf ihre statistische Signifikanz geprüft.

T – Test der Regressionskoeffizienten

Wie beim F – Test, wird auch beim T – Test zuerst eine Null- H_0 beziehungsweise eine Alternativhypothese H_1 formuliert. Die Nullhypothese H_0 , die sich bei diesem Test auf die einzelnen Regressionskoeffizienten bezieht, besagt, dass der geprüfte Koeffizient b_j in der Grundgesamtheit β_j gleich Null ist und demnach keinen Einfluss auf die abhängige Variable hat. Der T – Wert berechnet sich nach Formel (10). Da er auch negativ werden kann, wird sein Absolutbetrag mit einem theoretischen (kritischen) Wert verglichen. Dieser folgt im Gegensatz zum F – Test einer t – Verteilung (Student – Verteilung) mit dem Mittelwert Null.

$$t_{emp} = \frac{b_j}{s_{b_j}} \quad (10)$$

wobei

t_{emp} = Empirischer t – Wert für den j – ten Regressor

b_j = Geschätzter Regressionskoeffizient des j – ten Regressors

s_{b_j} = Standardfehler von b_j

Auch bei diesem Test gilt, dass die Nullhypothese dann angenommen wird, wenn der empirische Wert kleiner als der theoretische ist.

Konfidenzintervall des Regressionskoeffizienten

Das Konfidenzintervall wird für jeden geschätzten Regressionskoeffizienten b_j berechnet und gibt den Wertebereich um den geschätzten Koeffizienten an, in dem der „wahre“ Regressionskoeffizient β_j bei einer festgelegten Irrtumswahrscheinlichkeit vermutlich liegen würde. Die Berechnung erfolgt nach Formel (11), wobei die Irrtumswahrscheinlichkeit über den t – Wert in das Konfidenzintervall eingeht.

$$b_j - t \times s_{b_j} \leq \beta_j \leq b_j + t \times s_{b_j} \quad (11)$$

wobei

β_j = Wahrer Regressionskoeffizient in der Grundgesamtheit (unbekannt)

b_j = Regressionskoeffizient der Stichprobe (geschätzt)

t = t – Wert der Student – Verteilung bei einer gegebenen Irrtumswahrscheinlichkeit

s_{b_j} = Standardfehler des Regressionskoeffizienten

Je größer der Wertebereich ist, desto schlechter ist die Schätzung des „wahren“ Regressionskoeffizienten. Besonders problematisch, ist ein Vorzeichenwechsel innerhalb des Konfidenzintervalls. Dies bedeutet nämlich, dass sich die Richtung des Zusammenhangs

zwischen der unabhängigen und der abhängigen Variablen innerhalb des Konfidenzintervalls grundsätzlich ändert.

3.5.1.2.5 Prüfung der Modellprämissen

Im letzten Arbeitsschritt müssen noch zwei wesentliche Aspekte berücksichtigt werden, die eigentlich schon bei der Modellformulierung beachtet werden sollten.

Störgröße

Der erste Punkt betrifft jene zufälligen Einflüsse, die neben den vorhandenen unabhängigen Variablen für die Varianz der abhängigen Variablen verantwortlich sind. Die Summe dieser Einflüsse wird als Störgröße bezeichnet und kann folgende Ursachen haben:

- Unberücksichtigte Einflussgrößen
- Fehler in den Daten (z.B.: Messfehler durch begrenzte Messgenauigkeit, Auswahlfehler durch die Verwendung von Stichproben)

Diese Störgröße manifestiert sich in den Residuen und ist somit auch in jenem Teil der Gesamtstreuung enthalten, der nicht durch das Modell erklärt werden kann.

Annahmen der linearen Regressionsanalyse

Der zweite Punkt betrifft jene 7 Annahmen, auf denen das stochastische Modell der linearen Regressionsanalyse basiert.

Annahme 1: Das Modell ist richtig spezifiziert, wenn es linear in den Parametern β_0 und β_j ist, wenn es die relevanten unabhängigen Variablen enthält und wenn die Zahl der zu schätzenden Parameter, kleiner als die Zahl der Beobachtungen ist.

Annahme 2: Die Störgrößen haben den Erwartungswert Null.

Annahme 3: Es besteht keine Korrelation zwischen den unabhängigen Variablen und der Störgröße.

Annahme 4: Die Störgrößen haben eine konstante Varianz (Homoskedastizität).

Annahme 5: Die Störgrößen sind unkorreliert (keine Autokorrelation).

Annahme 6: Zwischen den unabhängigen Variablen bestehen keine linearen Zusammenhänge (keine perfekt Multikollinearität).

Annahme 7: Die Störgrößen sind normalverteilt.

Nur wenn diese Annahmen eingehalten werden, schätzt die Methode der kleinsten Quadrate die Regressionsparameter der linearen Regressionsfunktion unverzerrt (erwartungstreu) und effizient.

In den folgenden Kapiteln werden die Verletzungen dieser Annahmen kurz erläutert.

Nichtlinearität

Die Nichtlinearität bezieht sich auf die Beziehung zwischen der abhängigen und den einzelnen unabhängigen Variablen und lässt sich in vielen Fällen durch ein Punktdiagramm aufspüren. Die Folge fehlender Linearität ist eine Verzerrung der geschätzten Regressionsparameter. Dies führt dazu, dass bei wachsendem Stichprobenumfang die Differenz zwischen geschätztem und

„wahrem“ Regressionsparameter immer größer wird. Eine Möglichkeit die Verletzung dieser Annahme zu beseitigen, ist die Linearisierung der Beziehung mit Hilfe ausgewählter mathematischer Funktionen (Logarithmus, Exponential, Arkussinus, Arkustangens, Logit, Reziprok, Quadrat, Wurzel, Potenz).

Erwartungswert der Störgröße ungleich Null

Wenn die abhängige Variable eines Modells fehlerfrei gemessen wurde und wenn dasselbe Modell alle relevanten unabhängigen Variablen enthält, dann wird vom stochastischen Regressionsmodell unterstellt, dass die positiven und negativen Abweichungen zwischen den geschätzten und den beobachteten Werten nur mehr zufälliger Natur sind und einen Mittelwert von Null aufweisen. Eine Verletzung dieser zweiten Annahme würde dann auftreten, wenn die Störgröße aufgrund eines systematischen Messfehlers der abhängigen Variablen einen Wert ungleich Null annehmen würde. Da bei der Schätzungen der Koeffizienten durch die Methode der kleinsten Quadrate der Mittelwert der Residuen immer minimiert wird, würde dieser systematische Messfehler in die Schätzung des konstanten Gliedes b_0 eingehen und somit zu einer Verzerrung dieses Modellparameters führen. Größere Auswirkungen auf die Modellergebnisse würde diese Verzerrung nur dann haben, wenn das Modell ohne konstantes Glied berechnet werden würde. Dann würde der Fehler nämlich in die Schätzung der Regressionskoeffizienten eingehen und diese verzerren.

Falsche Auswahl der Regressoren

Laut Annahme 1 müssen in einem Modell alle modellrelevanten Variablen integriert werden. Ist dies nicht der Fall, dann ist der Erwartungswert der Störgröße nicht mehr Null und es kommt bei der Modellbildung zu einer Verzerrung des konstanten Gliedes b_0 . Dieser eher unproblematische Effekt tritt jedoch nur dann auf, wenn die einzelnen Modellvariablen und die Störgröße unkorreliert sind. Problematischer würde sich dagegen eine positive Korrelation zwischen einer einzelnen Variablen und der Störgröße auswirken. Dadurch würde ein Teil der Varianz indirekt durch die Störgröße erklärt werden und dadurch die Bedeutung dieser unabhängigen Variablen auf die abhängige Variable zu groß ausfallen. Die Folge würde eine Verzerrung der Schätzung dieses Regressionskoeffizienten sein.

Heteroskedastizität

Die Annahme der Homoskedastizität bezieht sich auf die Varianz der Residuen. Diese muss für alle geschätzten Werte der abhängigen Variablen homogen sein. Die Folge von Heteroskedastizität ist die Ineffizienz der Schätzung und die Verfälschung der Standardfehler der Regressionskoeffizienten. Ein Umstand, der sich in weiterer Folge in der Bestimmung des Konfidenzintervalls niederschlägt. Zur Aufdeckung einer möglichen Heteroskedastizität bieten sich 3 Methoden an. Die einfachste dieser 3 Methoden begnügt sich mit einer Gegenüberstellung der Residuen und der geschätzten Werte in einem Punktediagramm. Der Goldfeld/Quandt – Test stellt dagegen die bekannteste Methode dar. Dabei wird der Datensatz zuerst in 2 Teile geteilt und danach die Varianzen der Residuen der beiden Datensätze

miteinander verglichen. Da die Annahme eine Homogenität der Varianzen vorsieht, müssen die beiden Varianzen den gleichen Wert haben. Wenn die Residuen normalverteilt sind und die Annahme der Homoskedastizität zutrifft, dann kann die Annahme der gleichen Varianz mit Hilfe einer F – Teststatistik auch statistisch untermauert werden. Das dritte Verfahren wurde von Glejser entwickelt und umfasst eine Regressionsanalyse, in die die absoluten Residuen als abhängige Variable und die Modellvariablen als unabhängige Variablen eingehen. Homoskedastizität kann dann angenommen werden, wenn sich die Regressionskoeffizienten dieser Regression nicht statistisch signifikant von Null unterscheiden. Die Ursache der Heteroskedastizität liegt meistens in der Nichtlinearität und kann deshalb durch eine Transformation der abhängigen Variablen oder der gesamten Regressionsbeziehung behoben werden.

Autokorrelation

Von Autokorrelation wird dann gesprochen, wenn die Residuen in der Grundgesamtheit korreliert sind. Dieses Problem entsteht dann, wenn die Richtung der Abweichungen von der Regressionsgeraden nicht mehr zufällig ist. Diese gerichtete Abweichung führt zu einer Verzerrung bei der Ermittlung des Standardfehlers der Koeffizienten und demnach auch zu schlechten Ergebnissen bei der Bestimmung des Konfidenzintervalls. Eine Möglichkeit die Autokorrelation aufzudecken, ist die Gegenüberstellung der geschätzten Werte der abhängigen Variablen mit ihren Residuen in einem Punktdiagramm. Weisen dabei die Werte aufeinander folgender Residuen starke Sprünge auf, dann liegt mit großer Wahrscheinlichkeit keine Autokorrelation vor. Eine zweite Möglichkeit bietet der Durbin/Watson – Test. Auch bei diesem Verfahren sind die Werte aufeinander folgender Residuen verantwortlich dafür, ob von Autokorrelation gesprochen wird oder nicht. Weisen diese Werte große Unterschiede auf, dann wird der berechnete Wert groß und die Nullhypothese H_0 , die eine negative Autokorrelation vorgibt, kann angenommen werden.

Multikollinearität

Multikollinearität tritt dann auf, wenn zwischen den unabhängigen Variablen lineare Zusammenhänge bestehen. Dabei bedeutet ein gewisses Maß an Multikollinearität nicht unbedingt eine Verschlechterung der Schätzergebnisse. Wenn die linearen Zusammenhänge zwischen einzelnen Variablen jedoch zu groß werden, dann verschlechtert sich die Schätzung der Regressionsparameter. Dies ist vor allem an der Vergrößerung des Standardfehlers zu bemerken. Zur Aufdeckung der Multikollinearität kann zuerst die Korrelationsmatrix der unabhängigen Variablen betrachtet werden. Sind darin hohe Korrelationskoeffizienten zu finden, dann ist dies ein erster Hinweis auf Multikollinearität. Eine gesicherte Aussage ist jedoch nicht möglich, da die Korrelationskoeffizienten nur den Zusammenhang zwischen 2 Variablen darstellen und den Einfluss der anderen Variablen nicht berücksichtigen. Ein besseres Gütemaß für die Aufdeckung der Multikollinearität bilden deshalb die Bestimmtheitsmasse, welche sich bei den Regressionsanalysen jeder unabhängigen Variable auf die anderen

unabhängigen Variablen ergeben. Erreicht das Bestimmtheitsmaß einer bestimmten Variablen einen Wert nahe 1, dann wird die Varianz dieser Variablen schon durch die anderen unabhängigen Variablen erklärt und liefert deshalb nur mehr einen geringen Beitrag zur Erklärung der Varianz der eigentlichen abhängigen Variablen. Die Gütemasse, die von diesen Bestimmtheitsmassen abgeleitet werden, sind die *Toleranz* der Variablen X_j und der *Variance Inflation Factor* der Variablen X_j . Ersteres ergibt sich aus der Subtraktion des errechneten Bestimmtheitsmaßes von 1. Niedrige Werte einzelner Variablen weisen auf Multikollinearität hin. Das zweite Maß errechnet sich aus dem Kehrwert der *Toleranz*, wobei die resultierenden Werte umso größer sind, je größer die Bestimmtheitsmasse dieser einzelnen Variablen in Bezug auf die anderen unabhängigen Variablen sind. Mögliche Lösungsvorschläge für das Problem der Multikollinearität ist die Entfernung der betroffenen Variablen aus dem Modell, die Vergrößerung der Stichprobe, die Transformation der Variablen oder die Ersetzung der Variablen durch Faktoren, die mit Hilfe einer Faktorenanalyse gewonnen werden und deshalb unkorreliert sind.

Nicht-Normalverteilung der Störgrößen

Der positive Aspekt der Verletzung der letzten Annahme liegt darin, dass sie sich nicht direkt auf die Schätzergebnisse der Regressionsanalyse auswirkt. Das heißt, dass die Schätzer trotzdem unverzerrt und effizient ermittelt werden können. Fragwürdig werden nur die Ergebnisse der statistischen Tests (F – Test, T – Test), da diese eine Normalverteilung der Schätzwerte der Regressionsparameter fordern. Eine Lösung dieses Problem liegt in der Vergrößerung der Stichprobe. Liegt die Zahl der Beobachtungen nämlich über 40, dann ist die Verteilung der Störgröße bedeutungslos für die Anwendung der statistischen Tests.

3.5.1.3 SPSS – relevante Einstellungen

Die Auswahl der Modellvariablen erfolgte in SPSS zuerst durch die Methode *Schrittweise*. Danach wurden die ausgewählten Variablen einer sachlogischen Prüfung unterzogen und wenn nötig entfernt. Bei der Methode *Schrittweise* wird zuerst mit jener Variablen ein Modell berechnet, die den größten Korrelationskoeffizient mit der abhängigen Variable bildet. Im zweiten Schritt wird jene Variable in Betracht gezogen, die den größten partiellen Korrelationskoeffizienten mit der abhängigen Variablen aufweist. Entscheidend für die Aufnahme in das Modell ist letztendlich, ob der F – Wert des partiellen Korrelationskoeffizienten statistisch signifikant ist oder nicht. Dabei kann es auch vorkommen, dass bereits aufgenommene Variablen wieder entfernt werden. Der Prozess wird solange durchgeführt, bis der F – Wert der restlichen Variablen nicht mehr signifikant ist.

3.5.2 Logistische Regressionsanalyse

3.5.2.1 Einleitung

So wie die lineare Regression untersucht auch die logistische Regression den Zusammenhang zwischen der Veränderung einer abhängigen Variablen in Folge der Veränderung einer oder mehrerer unabhängiger Variablen. Der Unterschied besteht in erster Linie im Skalenniveau der abhängigen Variablen. Bei der logistischen Regression ist diese nämlich kategorial skaliert. Bei mehreren Ausprägungen der abhängigen Variablen, bezeichnet man die Methode als multinominale logistische Regression. Handelt es sich bei der abhängigen Variablen dagegen „nur“ um eine binäre Variable, spricht man von einer binären logistischen Regression. Da im vorliegenden Projekt die binäre logistische Regression verwendet wurde, beziehen sich die Aussagen der folgenden Kapitel auf diese Methode. Grundsätzlich ist der Unterschied zwischen diesen beiden Methoden zu vernachlässigen. Die größten Differenzen liegen bei der Verwendung von SPSS noch in der Berechnung bestimmter Gütemaße.

Der Unterschied in den Skalenniveaus hat zur Folge, dass die methodischen Grundlagen der linearen Regressionsanalyse nicht verwendet werden können. Diese schätzt nämlich den Wert einer metrisch skalierten (stetigen) Variablen mit einem Wertebereich von $+\infty$ bis $-\infty$. Bei einer kategorialen Variablen mit einer endlichen Zahl von Ausprägungen würde dieser Wertebereich auch dann sinnlos sein, wenn die Annahme zugrunde gelegt würde, dass es sich bei den errechneten Werten um Wahrscheinlichkeiten der Zugehörigkeit zu bestimmten Gruppen handelt. Werte größer als 1 und kleiner als 0 würden in diesem Zusammenhang keinen Sinn machen. Zudem könnte die Forderung der Regressionsanalyse nach einer Normalverteilung der Residuen aufgrund der kategorialen Ausprägung der abhängigen Variablen nie erreicht werden.

Aus diesem Grund wird für diesen Anwendungsbereich die logistische Regression verwendet. Diese modelliert den Wahrscheinlichkeitsübergang zwischen den Ausprägungen der kategorialen abhängigen Variablen in Abhängigkeit von den Ausprägungen der unabhängigen Variablen, wobei die Werte immer die Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines bestimmten Ereignisses darstellen und deshalb im Wertebereich 0 und 1 liegen. Formel (12) zeigt die resultierende Regressionsgleichung der logistischen Regression und somit auch ihre nahe Verwandtschaft zur linearen Regressionsgleichung.

$$p_k(y=1) = \frac{1}{1 + e^{-z_k}} \quad (12)$$

$$\text{mit: } z_k = \beta_0 + \sum_{j=1}^J \beta_j \times x_{jk} + u_k$$

wobei:

$p^k(y=1)$ = Eintrittswahrscheinlichkeit der Beobachtung k ($k = 1, 2, \dots, K$)

e = Eulersche Zahl (2.71828)

z_k = Variable z der Beobachtung k ($k = 1, 2, \dots, K$)

β_0 = Konstantes Glied (Grundgesamtheit)

β_j = Regressionskoeffizient der Variable j ($j = 1, 2, \dots, J$)

x_{jk} = Wert der Beobachtung k ($k = 1, 2, \dots, K$) der unabhängigen Variablen j ($j = 1, 2, \dots, J$)

u = Störgröße

Dabei bildet die empirisch nicht beobachtbare latente Variable z, welche durch die Linearkombination der einzelnen unabhängigen Variablen geschätzt wird, eine Verbindung zwischen der abhängigen und den unabhängigen Variablen. In diese Linearkombination gehen auch als geschätzte Regressionskoeffizienten (Logit – Koeffizienten) alle Einflussgrößen ein, die die Eintrittswahrscheinlichkeit des untersuchten Ereignisses beeinflussen. Formel (13) zeigt diesen Zusammenhang.

$$y_k = \begin{cases} 1 & \text{falls } z_k > 0 \\ 0 & \text{falls } z_k \leq 0 \end{cases} \quad (13)$$

$$\text{mit: } z_k = \beta_0 + \sum_{j=1}^J \beta_j \times x_{jk} + u_k$$

Da die Variable z in natura jedoch nicht direkt messbar ist und auch keine konkreten Aussagen über die Wahrscheinlichkeit zulässt, muss sie mit einer Wahrscheinlichkeitsfunktion verknüpft werden. Im Fall der logistischen Regression wird diese Verknüpfung durch die logistische Funktion hergestellt, die deshalb auch als Linking – Funktion bezeichnet wird und wie Formel (14) definiert ist.

$$p = \frac{e^z}{1 + e^z} \text{ oder } \frac{1}{1 + e^{-z}} \quad (14)$$

wobei:

p = Wahrscheinlichkeit

e = Eulersche Zahl (2.71828)

z = Variable z (Logits)

Im Gegensatz zum geraden Verlauf der linearen Funktion weist die logistische Funktion einen symmetrischen S-förmigen Verlauf und einen Wertebereich zwischen 0 und 1 auf. Der Wendepunkt der Funktion liegt bei 0.5.

Tatsächlich können die Werte der linearen Regressionsgleichung durch 2 Transformationsschritte an jene der logistischen angepasst werden. Der erste Transformationsschritt führt dazu, dass alle Werte der Linearkombination der unabhängigen Variablen zwischen 0 und $+\infty$ auf den Wertebereich zwischen 0 und 1 reduziert werden. Dies wird dadurch erreicht, dass nicht alleine die Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines Ereignisses betrachtet wird, sondern das Chancenverhältnis, das sich aus der Division der Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines Ereignisses durch die Wahrscheinlichkeit des Nichteintretens desselben Ereignisses ergibt. Mit dem zweiten Transformationsschritt werden alle Ergebnisse der Linearkombination unter 0 auf den Wertebereich 0 bis 1 reduziert. Erreicht wird dies durch die Logarithmierung des Chancenverhältnisses. Damit reicht der Wertebereich der transformierten abhängigen Variablen im Prinzip ebenfalls zwischen $-\infty$ und $+\infty$.

3.5.2.2 Vorgehensweise

Tabelle 22 zeigt die Ablaufschritte, die im Zuge einer logistischen Regression durchgeführt werden.

Tabelle 22: Ablaufschritte der logistischen Regressionsanalyse

1	Modellformulierung
2	Schätzung der logistischen Regressionsfunktion
3	Interpretation der Regressionskoeffizienten
4	Prüfung des Gesamtmodells
5	Prüfung der Merkmalsvariablen

3.5.2.2.1 Modellformulierung

Dieser erste Arbeitsschritt gleicht jenem der Regressionsanalyse. Im Mittelpunkt steht die Auswahl einer abhängigen Variablen, einer oder mehrerer unabhängiger Variablen und sachlogische Überlegungen, welche die Beziehung zwischen der abhängigen und den unabhängigen Variablen definieren. Im Gegensatz zur linearen Regressionsanalyse handelt es dabei nicht um lineare Je – Desto – Beziehungen. Vielmehr müssen Veränderungen der unabhängigen Variablen immer Auswirkungen auf die Eintrittswahrscheinlichkeit der abhängigen Variablen haben.

Die unabhängigen Variablen können sowohl metrisch als auch kategorial skaliert sein. Für die metrischen Variablen wird ein Regressionskoeffizient geschätzt. Die kategorialen Variablen werden nach Festlegung einer Referenzkategorie in binäre Variable (Dummy – Variable) umgewandelt. Dann wird mit Ausnahme der Referenzkategorie für jede dieser Dummy – Variable ein Regressionskoeffizient geschätzt.

Neben dem Skalenniveau der Variablen entscheidet letztendlich auch der Umfang der vorhandenen Stichprobe, ob diese statistische Methode angewandt werden kann. Grundsätzlich sollte die absolute Häufigkeit für jede Ausprägung der abhängigen Variablen 25 betragen. Das

heißt, dass bei der binären logistischen Regression mindestens 50 Beobachtungen vorhanden sein müssen. Hinreichend aussagekräftige Ergebnisse sind erst bei einer Fallzahl von über 100 Beobachtungen möglich. Auch die Anzahl der unabhängigen Variablen kann ein Grund dafür sein, dass diese Analyse nicht angewandt werden sollte. Generell gilt: Je größer die Zahl der unabhängigen Variablen, desto größer auch die Zahl der benötigten Beobachtungen. Der Grund für diese Forderung ist die Zahl der Kovariatenmuster, die sich bei steigender Anzahl der unabhängigen Variablen extrem schnell vergrößert.

Zudem sollten die unabhängigen Variablen frei von Multikollinearität und Autokorrelation sein.

3.5.2.2.2 Schätzung der logistischen Regressionsfunktion

Im Gegensatz zur linearen Regressionsanalyse werden die Regressionskoeffizienten bei der logistischen Regression mit der *Maximum Likelihood – Methode* ermittelt. Diese schätzt die Regressionskoeffizienten so, dass die Wahrscheinlichkeit, die empirisch gemessenen Werte wieder zu reproduzieren, maximiert wird. Dabei gilt eine geschätzte Wahrscheinlichkeit von 0.5 als unterste Grenze für das Eintreten eines untersuchten Ereignisses ($y = 1$). Alle Werte unter 0.5 werden dagegen der Kategorie $y = 0$ zugeordnet. Die Grundlage für die Maximum Likelihood – Methode bildet der Wahrscheinlichkeitssatz für unabhängige Ereignisse. Dieser besagt, dass sich die Wahrscheinlichkeit des gleichzeitigen Eintretens einzelner Ereignisse durch die Multiplikation der Wahrscheinlichkeit des Eintretens der Einzelereignisse ergibt. Dies wird bei der logistischen Regression durch die Maximierung der Likelihood – Funktion (15) erreicht.

$$L = \prod_{k=1}^K \left(\frac{1}{1 + e^{-z_k}} \right)^{y_k} \times \left(1 - \frac{1}{1 + e^{-z_k}} \right)^{1-y_k} \rightarrow \max! \quad (15)$$

wobei:

L = Wert der Likelihood – Funktion

e = Eulersche Zahl (2.71828)

z_k = Variable z der Beobachtung k ($k = 1, 2, \dots, K$)

y_k = Empirische Ausprägung der Beobachtung k ($k = 1, 2, \dots, K$)

Zur Vereinfachung des Maximierungsproblems wird die Likelihood – Funktion logarithmiert und in Folge als LogLikelihood – Funktion (16) bezeichnet.

$$LL = \sum_{k=1}^K \left[y_k \times \ln \left(\frac{1}{1 + e^{-z_k}} \right) \right] + \left[(1 - y_k) \times \ln \left(\frac{1}{1 + e^{-z_k}} \right) \right] \quad (16)$$

wobei:

LL = Wert der LogLikelihood – Funktion

e = Eulersche Zahl (2.71828)

z_k = Variable z der Beobachtung k ($k = 1, 2, \dots, K$)

y_k = Empirische Ausprägung der Beobachtung k ($k = 1, 2, \dots, K$)

Zur Lösung des Maximierungsproblems und somit zur Ermittlung der Regressionskoeffizienten wird meistens der Newton-Raphson-Algorithmus herangezogen. Dabei werden im ersten Schritt

mit Hilfe der Methode der kleinsten Quadrate Schätzwerte für die Regressionskoeffizienten ermittelt. Auf Basis dieser Koeffizienten werden in Folge nach Formel (12) die Logits und die Wahrscheinlichkeiten für alle Beobachtungen berechnet. Daraus ergibt sich nach Formel (16) die Gesamt – LogLikelihood – Funktion für die ermittelten Regressionskoeffizienten. Dieselben Schritte werden nun mit anderen Regressionskoeffizienten wiederholt und danach die Gesamt – LogLikelihood – Funktionen verglichen. Dieser Prozess wird solange wiederholt, bis keine Verbesserung der Gesamt – LogLikelihood – Funktion mehr möglich ist. Die Logit – Koeffizienten dieser „besten“ Schätzung bilden schlussendlich die Parameter der resultierenden logistischen Regressionsgleichung.

3.5.2.2.3 Interpretation der Regressionskoeffizienten

Die Interpretation der Regressionskoeffizienten ist nicht so einfach wie bei der linearen Regressionsanalyse, weil die unabhängigen Variablen nicht über einen linearen Zusammenhang mit der abhängigen Variablen verbunden sind. Ein linearer Zusammenhang besteht bei der logistischen Regression nur zwischen den unabhängigen Variablen und der Variablen z (Logits). Zwischen diesen Logits und den Wahrscheinlichkeiten als endgültiges Resultat steht dagegen die logistische Funktion mit ihrem nicht linearen Verlauf. Dies hat zur Folge, dass erstens die Regressionskoeffizienten nicht vergleichbar sind und, dass zweitens die Wirkung der Variablen über ihren gesamten Wertebereich nicht konstant ist. Der Grund dafür liegt darin, dass durch die logistische Funktion ein Sättigungseffekt abgebildet wird, der dazu führt, dass Änderungen in den Extrembereichen der Variablen z geringere Auswirkungen auf die resultierende Eintrittswahrscheinlichkeit haben, als Änderungen im Übergangsbereich der logistischen Funktion.

Grundsätzlich wird der Verlauf der Funktion und somit der Übergang zwischen 0 und 1 durch die Werte der Regressionskoeffizienten bestimmt. Ist dieser Übergang auf einen kleinen Bereich begrenzt, dann werden die Ausprägungen der abhängigen Variablen durch die unabhängigen Variablen gut getrennt. Dies ist bei hohen Regressionskoeffizienten (z.B.: $b_j > 1$) der Fall. Je kleiner die Regressionskoeffizienten werden, desto mehr nähert sich die Funktion einer Gerade an. Diese wird dann erreicht, wenn die Regressionskoeffizienten den Wert Null haben und die resultierenden Wahrscheinlichkeiten den Wert 0.5 aufweisen. Das Vorzeichen der Regressionskoeffizienten wirkt sich dahingehend aus, dass bei steigenden z – Werten des Logits die Eintrittswahrscheinlichkeit bei einem negativen Regressionskoeffizienten abnimmt und bei einem positiven Koeffizienten wächst. Das heißt, dass auf den ersten Blick die Vorzeichen der Regressionskoeffizienten nur etwas über die Richtung des Einflusses aussagen. Das konstante Glied hat keine Auswirkung auf den Übergangsbereich der logistischen Funktion. Er bestimmt lediglich die Lage der Funktion in der Horizontalen, wobei ein positives Vorzeichen die Funktion nach links und ein negatives die Funktion nach rechts verschiebt.

Die Rolle der standardisierten Regressionskoeffizienten übernehmen bei der logistischen Regression die so genannten Effekt – Koeffizienten (Odds). Sie machen die unabhängigen Variablen in Bezug auf ihre Einflussstärke auf die abhängige Variable vergleichbar und berechnen sich nach Formel (17).

$$\text{Odds}(y = 1) = \frac{p(y = 1)}{1 - p(y = 1)} = e^{bj} \quad (17)$$

wobei:

$p(y = 1)$ = Berechnete Eintrittswahrscheinlichkeit

e = Eulersche Zahl (2.78182)

b_j = Geschätzter Regressionskoeffizient b der unabhängigen Variable j ($j = 1, 2, \dots, J$)

Grundsätzlich können die Effekt – Koeffizienten nur positive Werte von 0 bis $+\infty$ annehmen. Bei der Interpretation beziehen sich die Effekt – Koeffizienten immer auf die Veränderung des Chancenverhältnisses zu Gunsten des Ereignisses $y = 1$. In diesem Sinn gibt der Effekt – Koeffizient e^{bj} an, um wie viel sich dieses Chancenverhältnis vergrößert, wenn der Wert des betrachteten Regressionskoeffizienten um eine Einheit vergrößert wird.

3.5.2.2.4 Prüfung des Gesamtmodells

Die Prüfung des Gesamtmodells umfasst bei der logistischen Regression 2 Arbeitsschritte. Im ersten wird die Güte des gesamten Modells mit Hilfe folgender Gütekriterien quantifiziert:

- Gütekriterien auf Basis der LogLikelihood – Funktion
- Pseudo R – Quadrat – Statistiken
- Beurteilung der Klassifikationsergebnisse

Der zweite Arbeitsschritt umfasst eine nähere Untersuchung der Ausreißer. Dies kann dazu führen, dass im schlechtesten Fall das ganze Modell verändert werden muss. Normalerweise werden jedoch nur jene Beobachtungen aus dem Datensatz entfernt, die als Ausreißer identifiziert werden und somit das Gesamtergebnis verzerren.

Gütekriterien auf Basis der LogLikelihood – Funktion

Devianz

Die Berechnung der Devianz basiert auf dem logarithmierten Likelihood – Wert (LL). Bei einer Multiplikation dieses Wertes mit -2 , folgt er in etwa einer Chi Quadrat – Verteilung und die Güte des Modells kann mit folgenden 2 Hypothesen getestet werden.

H_0 : Das Modell besitzt eine perfekte Anpassung.

H_1 : Das Modell besitzt keine perfekte Anpassung.

Die $(K - J - 1)$ Freiheitsgrade ergeben sich aus der Anzahl der Beobachtungen K und der Modellparameter J . Das Problem dieses Gütemaß liegt darin, dass ein Modell, bei dem die Kategorien der abhängigen Variablen ungefähr die gleiche Häufigkeiten aufweisen, tendenziell schlechter bewertet wird, als ein Modell mit einer sehr schiefen Verteilung der Kategorien der abhängigen Variablen.

Likelihood Ratio – Test

Bei diesem Test wird der maximierte LogLikelihood – Wert des vollständigen Modells mit jenem des so genannten Nullmodells verglichen. Das Nullmodell wird als solches bezeichnet, weil es außer dem konstanten Term keine weiteren unabhängigen Variablen enthält. Das vollständige Modell setzt sich dagegen aus dem konstanten Term und allen relevanten unabhängigen Variablen zusammen. Durch die Berücksichtigung dieser Variablen steigt der maximierte LL – Wert gegen Null, wobei diese Steigerung von der Erklärungskraft der unabhängigen Variablen abhängt. Bevor der Likelihood Ratio – Test durchgeführt werden kann, müssen die LL – Werte der beiden Modelle mit -2 multipliziert werden. Nach dieser Multiplikation, folgen die Werte approximativ einer Chi – Quadrat – Verteilung mit J Freiheitsgraden, wobei J die Anzahl der unabhängigen Variablen wiedergibt. Als Testgröße gilt die absolute Differenz zwischen dem Nullmodell und dem vollständigen Modell. Wird als Folge des Tests die Nullhypothese H_0 angenommen, dann wird davon ausgegangen, dass alle Variablen gleich Null sind. Grundsätzlich lässt sich damit der Likelihood Ratio – Test mit dem F – Test der linearen Regressionsanalyse vergleichen.

Pseudo- R^2 – Statistiken

Diese Gütemaße lehnen sich an das Bestimmtheitsmaß R^2 der Regressionsanalyse an und versuchen den Anteil der Varianz, die durch die Modelvariablen erklärt wird, zu quantifizieren. Dabei sollte jedoch berücksichtigt werden, dass die Varianz der logistischen Regression anders definiert ist, als jene der linearen Regressionsanalyse. Normalerweise werden folgende 2 Gütemaße berechnet:

- Cox und Snell – R^2
- Nagelkerke – R^2

Cox und Snell – R^2

Das Gütemaß *Cox und Snell* – R^2 stellt den Likelihood – Wert des vollständigen und des Nullmodells gegenüber, wobei eine Gewichtung über den Stichprobenumfang durchgeführt wird. Es berechnet sich nach Formel (18). Der Nachteil besteht darin, dass es den Wert 1 nie erreichen kann. Werte über 0.2 werden als akzeptabel, Werte über 0.4 als gut bezeichnet.

$$Cox \& Snell - R^2 = 1 - \left[\frac{L_0}{L_v} \right]^{\frac{2}{K}} \quad (18)$$

wobei:

L_0 = Likelihood des Nullmodells

L_v = Likelihood des vollständigen Modells

K = Stichprobenumfang

Nagelkerkes – R^2

Dieses Gütemaß basiert auf *Cox und Snell* – R^2 , hat jedoch den Vorteil, dass es den maximalen Wert von 1 erreichen kann. Es ist somit direkt vergleichbar mit dem Bestimmtheitsmaß der

Regressionsanalyse und beschreibt den Anteil der Varianz der abhängigen Variablen, der durch die unabhängigen Variablen erklärt wird. Wie bei den beiden anderen Gütemaßen werden auch bei Nagelkerkes – R^2 Werte über 0.2 als akzeptabel, Werte über 0.4 als gut und Werte über 0.5 als sehr gut bezeichnet.

$$\text{Nagelkerkes} - R^2 = \frac{R^2}{R_{\max}^2} \quad (19)$$

wobei:

$$R_{\max}^2 = 1 - (L_0)^{\frac{2}{K}}$$

L_0 = Likelihood des Nullmodells (ausschließlich mit Konstante)

Beurteilung der Klassifikationsergebnisse

Bei diesem Arbeitsschritt werden die empirisch erhobenen Kategorien mit den Kategorien verglichen, die sich aus den berechneten Wahrscheinlichkeiten ergeben. Als Trennwert für die Klassifizierung der berechneten Wahrscheinlichkeitswerte dient normalerweise der Wert 0.5 (50%). Werten über 0.5 werden der Kategorie 1 zugeordnet, Werte unter 0.5 der Kategorie 0.

Analyse der Klassifikationsmatrix

Tabelle 23 zeigt eine Gegenüberstellung der beobachtbaren und der modellierten Kategorien in Form einer Klassifikationsmatrix. Bei einer binären logistischen Regression ergibt sich dabei eine Matrix mit 4 Feldern, die in der Diagonale die Anzahl jener Fälle wiedergibt, die richtig klassifiziert wurde. Üblicherweise wird die Matrix um eine Spalte und eine Zeile erweitert, um den prozentuellen Anteil der richtig klassifizierten Fälle anzugeben.

Tabelle 23: Klassifikationsmatrix einer binären logistischen Regression.

Beobachtet	Vorhergesagt	
	Ereignis =1	Ereignis = 0
Ereignis = 1	Richtig klassifiziert	Falsch klassifiziert
Ereignis = 0	Falsch klassifiziert	Richtig klassifiziert

Bei der Analyse der Klassifikationsmatrix müssen jedoch 2 Fakten berücksichtigt werden. Erstens ist die Trefferquote einer Stichprobe überhöht, weil schon die methodische Grundlage der Schätzung der Regressionskoeffizienten darauf abzielt, die Trefferquote zu maximieren. Und zweitens sollte die Trefferquote immer mit jener Trefferquote verglichen werden, die sich bei einer rein zufälligen Zuordnung ergibt. Diese maximale Zufallswahrscheinlichkeit hängt bei der binären logischen Regression von der Häufigkeitsverteilung der beiden Kategorien ab und ergibt aus dem Anteil der zahlenmäßig stärkeren Kategorie an der gesamten Stichprobe. Als zweite Vergleichsmöglichkeit bietet sich die proportionale Zufallswahrscheinlichkeit, die sich nach Formel (20) berechnet, an.

$$p_{prop} = a^2 + (1-a)^2 \quad (20)$$

wobei:

a = Anteil einer der beiden Kategorien an der Zahl der Beobachtungen

Hosmer – Lemeshow – Test

Dieser Test prüft mit Hilfe eines Chi Quadrat – Tests, ob die Differenz zwischen den beobachteten und den berechneten Werten gleich Null ist. Dabei werden die Beobachtungen der Stichprobe auf Basis der geschätzten Eintrittswahrscheinlichkeiten der Größe nach geordnet und danach in 10 ungefähr gleich große Gruppen geteilt. Für jede der gebildeten Gruppen werden die Häufigkeiten der Kategorien (0,1) der beobachteten Werte ermittelt und auf Basis dieser Häufigkeiten die erwarteten Werte der Kontingenztabelle berechnet. Mit diesen Werten wird bei einer festgelegten Irrtumswahrscheinlichkeit, der jeweilige Signifikanzwert berechnet. Ist dieser größer als die Irrtumswahrscheinlichkeit, dann kann die Nullhypothese H_0 , welche besagt, dass die Differenz zwischen beobachteten und erwarteten Häufigkeiten für das Ereignis $y = 1$ Null beträgt, nicht abgelehnt werden.

Ausreißerdiagnostik

Eine schlechte Modellgüte muss nicht immer nur an den unabhängigen Variablen liegen. Es kann auch vorkommen, dass bestimmte Beobachtungen mehr oder weniger von den Zusammenhängen, die durch das Modell festgelegt wurden, abweichen und so das Modellergebnis verzerren. Durch eine Ausreißerdiagnostik können diese Ausreißer identifiziert und der Grad ihres negativen Einflusses abgeschätzt werden. Eine Möglichkeit bieten die so genannten standardisierten Residuen (auch Pearson Residuen), die nach Formel (21) berechnet werden.

$$ZResid_k = \frac{y_k - p(y_k = 1)}{\sqrt{p(y_k = 1) \times (1 - p(y_k = 1))}} \quad (21)$$

wobei:

y_k = Empirisch beobachtbare Ausprägung der Beobachtung k ($k = 1, 2, \dots, K$)

$p(y_k=1)$ = Berechnete Eintrittswahrscheinlichkeit der Beobachtung k ($k = 1, 2, \dots, K$)

Je größer der Fehler im Zähler, desto kleiner wird der Nenner. Dies führt in Folge zu einem hohen ZResid – Wert. Treten in einem Modell hohe Residuen auf, dann gibt es dafür 2 Ursachen. Einerseits kann die Erklärungskraft der verwendeten unabhängigen Variablen nicht ausreichend sein. Die Behebung dieses Schwachpunktes ist nur durch die Definition und die Erhebung neuer unabhängiger Variablen möglich. Andererseits kann das „Verhalten“ der betroffenen Beobachtungen wirklich von der Norm abweichen. Diese Fälle sollten, wenn sie nicht zu zahlreich sind, aus dem Datensatz entfernt werden.

3.5.2.2.5 Prüfung der Merkmalsvariablen

Wie bei der linearen Regressionsanalyse können auch bei der logistischen Regression nach der globalen Prüfung des Modells die einzelnen unabhängigen Variablen auf ihre Trennfähigkeit getestet werden. Die Tests, die dafür zur Verfügung stehen, heißen

- Likelihood – Quotienten – Test und
- Wald – Statistik.

Likelihood – Quotienten – Test

Dieser Test orientiert sich am Likelihood Ratio – Test. Der Unterschied zu diesem Test besteht jedoch darin, dass das vollständige Modell nicht mit dem Nullmodell, sondern mit einem Modell verglichen wird, bei dem der zu untersuchende Regressionskoeffizient entfernt wurde. Damit kann der Einfluss dieser unabhängigen Variablen in Bezug auf die Trennung der Kategorien der abhängigen Variablen quantifiziert werden. Die berechnete Testgröße ergibt sich aus der Differenz der Likelihood – Werte zwischen dem vollständigen und dem reduzierten Modell und ist Chi Quadrat verteilt. Die Freiheitsgrade ergeben sich aus der Differenz der Anzahl der Modellparameter der beiden Modelle. Die Nullhypothese H_0 besagt, dass die Trennfähigkeit der untersuchten Variablen gleich Null ist. Dagegen unterstellt die Alternativhypothese H_1 der untersuchten Variablen einen Effekt auf die Trennung der Kategorien der abhängigen Variablen.

Wald – Statistik

Dieser Test ist vergleichbar mit dem T – Test der linearen Regression, der die statistische Signifikanz einzelner Koeffizienten eines Modells prüft. Die Prüfgröße W der Wald – Statistik berechnet sich nach Formel (22) und ist bei einem Freiheitsgrad von 1 asymptotisch Chi Quadrat verteilt.

$$W = \left(\frac{b_j}{s_{b_j}} \right)^2 \quad (22)$$

wobei:

b_j = Regressionskoeffizient der Variablen j ($j = 1, 2, \dots, J$)

s_{b_j} = Standardfehler von b_j ($j = 0, 1, 2, \dots, J$)

Die Nullhypothese H_0 besagt, dass der untersuchte Regressionskoeffizient bei einer gegebenen Irrtumswahrscheinlichkeit in der Grundgesamtheit 0 ist und deshalb keinen Einfluss auf die Trennung der Kategorien hat.

3.5.2.3 SPSS – relevante Einstellungen

Die Auswahl der Modellvariablen erfolgte in SPSS zuerst durch die Methode *Vorwärts: Bedingt*. Danach wurden die ausgewählten Variablen einer sachlogischen Prüfung unterzogen und wenn nötig entfernt.

3.6 Übertragung der Punktdaten auf die Fläche

Die Umlegung der statischen Modelle auf die Fläche erfolgte mit dem Raster Calculator im ArcGIS. Dabei wurden im ersten Schritt die Grids jener Standortfaktoren geladen, die im Zuge der Modellbildung in die jeweiligen Modelle aufgenommen wurden. Dann wurde jedes Grid mit dem Wert des Regressionskoeffizienten, der für den jeweiligen Standortfaktor berechnet wurde, multipliziert und anschließend die Grids miteinander addiert.

3.6.1 Übertragung des Modells der effektiven Gründigkeit

Im Fall des Modells der effektiven Gründigkeit, welches mit Hilfe einer linearen Regressionsanalyse ermittelt wurde, ergab sich nach dieser Addition schon die flächenhafte Darstellung der effektiven Gründigkeit. Dabei gaben die Werte der Rasterzellen die geschätzte effektive Gründigkeit wieder.

3.6.2 Übertragung und Kombination der Modelle der Bodentypen

Bei den Modellen der Bodentypen, die mit Hilfe der binären logistischen Regression ermittelt wurden, stellten die Additionen der einzelnen Grids erst Zwischenergebnisse dar. Die Eintrittswahrscheinlichkeit der einzelnen Bodentypen wurde in weiterer Folge nach Formel (12) berechnet. Diese 3 Ergebnisse bildeten die Basis für die Kombination der Modelle zu einer flächenhaften Darstellung der Bodentypen. Das Flussdiagramm in Abbildung 39 zeigt die Arbeitsschritte und die Entscheidungen, die bei der Reklassifikation getroffen wurden.

Zuerst wurden die Grids der Bodentypen mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss und der Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss reklassifiziert, wobei der Wert 0.5 (50%) als Schwellenwert festgelegt wurde. Dann wurden die beiden reklassifizierten Grids mittels Addition miteinander kombiniert. Auf den Gridzellen, auf denen beide Bodentypengruppen eine Eintrittswahrscheinlichkeit über 0.5 erreichte, wurde das Modell der Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss aufgrund der besseren Modellgüte favorisiert. Auf den Gridzellen, auf denen keine der beiden Bodentypengruppen eine Eintrittswahrscheinlichkeit über 0.5 erreichte, wurden die Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss ausgeschieden. Dieser Schritt basiert auf der Annahme, dass die Wahrscheinlichkeit einer richtigen Vorhersage aufgrund der besseren Modellgüte bei den ersten beiden Modellen am höchsten ist. Wenn weiters angenommen wird, dass innerhalb der Fläche dieser Gridzellen mit einer vergleichsweise hohen Wahrscheinlichkeit Bodentypen dieser beiden Gruppen zu finden sind, dann müssen

innerhalb der Flächen der restlichen Gridzellen Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss zu finden sein. Die letzten beiden Arbeitsschritte bezogen sich auf die Ausscheidung der Flächen initialer Bodenbildung. Diese Bodentypengruppe wurde auf allen Gridzellen ausgeschieden, die von einem Element des Gewässerlayers berührt wurden. Diese Gridzellen sollten die Flächen entlang der Gewässer darstellen, auf denen aufgrund von Überschwemmungen die Bodenentwicklung gestört ist oder werden kann. Zudem wurde diese Bodentypengruppe auf den Flächen des WÖBTs Vegetationsarme Flächen ausgeschieden. Es wurde angenommen, dass auf diesen Flächen aufgrund der extremen Standortverhältnisse die Bodenbildung gebremst ist.

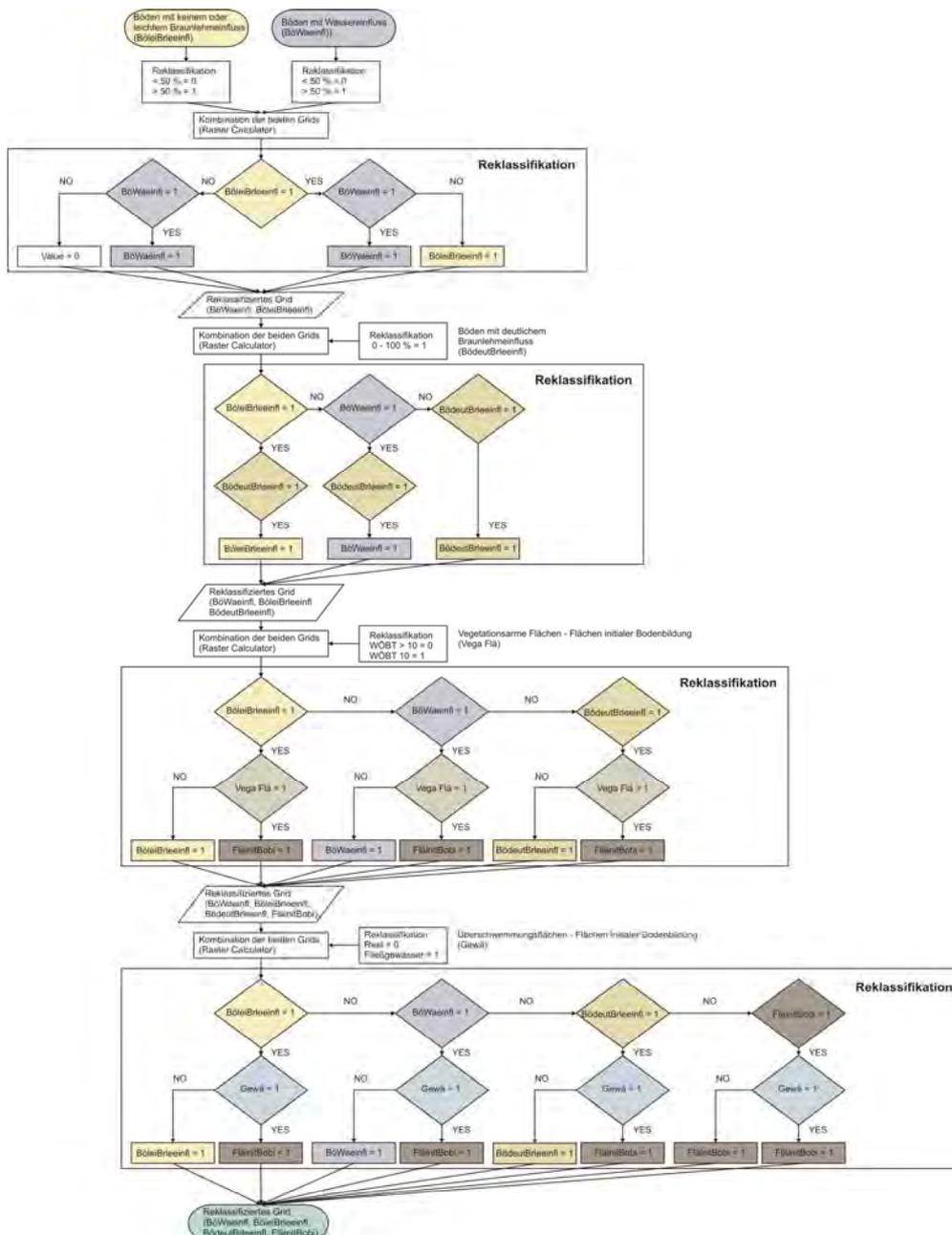


Abbildung 39: Kombination der Modelle der Bodentypen.

3.6.3 Kombination der flächenhaften Darstellung der effektiven Gründigkeit und der Bodentypen

Da für die Vulnerabilitätsbewertung des Bodens und des Karstwassers sowohl die effektive Gründigkeit als auch der Bodentyp von Bedeutung ist, wurden die Grids dieser beiden Thematiken miteinander kombiniert und neue Typen ausgeschieden, die sich aus der Kombination der effektiven Gründigkeit und der Bodentypen ergaben. Abbildung 40 zeigt die Arbeitsschritte, die im Zuge dieser Kombination durchgeführt wurden.

Zuerst wurden die Werte der effektiven Gründigkeit in 5 Klassen reklassifiziert. Da die effektive Gründigkeit der meisten Bodenansprachen unter 30 cm lag, wurden die Klassengrenzen unterhalb dieses Wertes sehr eng gewählt. Dann wurde das reklassifizierte Grid mit den Grids, welche die Gewässer und die vegetationsarmen Flächen darstellten, kombiniert. Auf diesen Flächen wurde eine 6-te Gründigkeitsklasse ausgewiesen, welche die Flächen mit der Gründigkeit 0 cm (z.B.: Schutthalden, blanker Fels, Schotterbänke) darstellte.

Im nächsten Schritt wurden die Grids der effektiven Gründigkeit und der 4 Bodentypengruppen miteinander kombiniert und es ergaben sich 7 Bodentyp – Gründigkeitsklassen, die die Basis für die Vulnerabilitätsbewertungen bildeten.

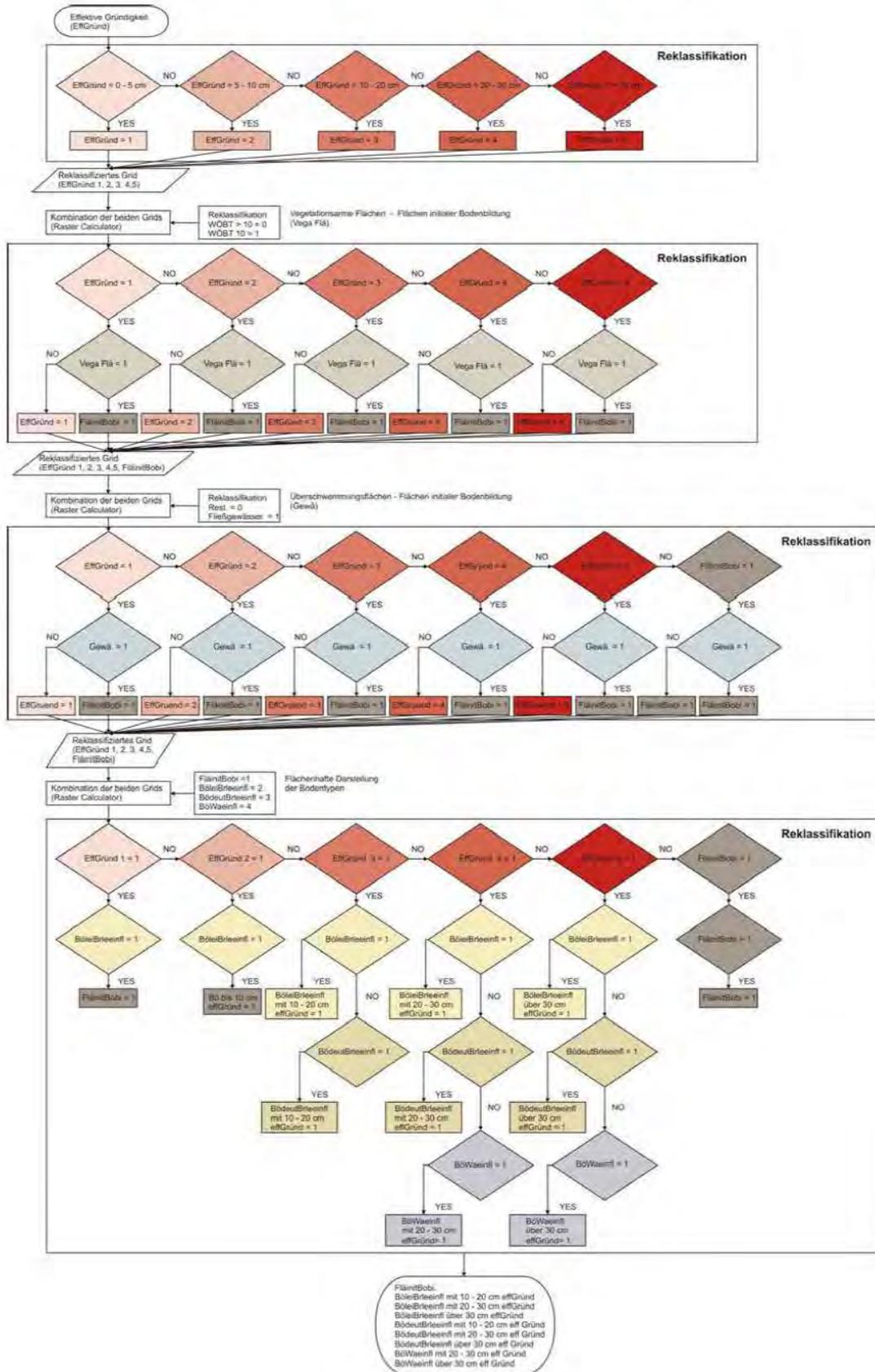


Abbildung 40: Kombination des Modells der effektiven Gründigkeit und der Modelle der Bodentypen.

3.6.4 Übertragung und Kombination der Modelle der potentiell natürlichen Vegetation

Die Übertragung der Modelle der potentiell natürlichen Vegetation auf die Fläche erfolgte analog zu jener der Modelle der Bodentypen. Im Zuge der Kombination der einzelnen Modelle zu einer flächendeckenden Darstellung der PNV wurden im ersten Schritt die Grids des *Helleboro nigri* – Fagetums 1 und 2 kombiniert, da diese beiden Höhenvarianten des *Helleboro nigri* – Fagetums als dominierende Waldgesellschaft den größten Teil des Nationalparks bedecken. Auf den Gridzellen, auf denen beide Höhenvarianten Wahrscheinlichkeiten über 50% erreichten, wurde dem *Helleboro nigri* – Fagetum 1 aufgrund der besseren Modellgüte der Vorzug gegeben. Auf den Gridzellen, auf denen keine der beiden Höhenvarianten Wahrscheinlichkeiten über 50% erreichten, wurde eine dritte Höhenvariante ausgeschieden, die sich höhenmäßig zwischen den beiden Höhenvarianten befindet. Die anderen modellierten Waldgesellschaften stellen Ausnahmen dar, die jene Standort besiedeln, die vom *Helleboro nigri* – Fagetum aufgrund der extremen Standortbedingungen nicht mehr oder aufgrund des menschlichen Einflusses (Degradation) noch nicht besiedelt werden können. Deshalb wurde auch auf den Gridzellen, auf denen das Modell des *Carici albae* – *Piceetums* Wahrscheinlichkeiten über 50 % erreichte, dieser Waldgesellschaft der Vorzug gegeben. Das Modell der Latschengesellschaften wurde nicht berücksichtigt. Der Grund der Nichtberücksichtigung liegt nicht in der Modellgüte, sondern in der Tatsache, dass die Latschenflächen schon im Zuge der Luftbildauswertung erhoben wurden. Das gleiche gilt auch für die Flächen des WÖBT – Typs Vegetationsarme Flächen. Dieser WÖBT sollte jene Flächen darstellen, auf denen sich aufgrund der schlechten Standorteigenschaften keine weiter entwickelten Vegetationsgesellschaften (Nichtwaldflächen) einstellen können. Auf den Gridzellen, auf denen sich die Fläche des WÖBTs Latschen und die Gridzellen des *Carici albae* – *Piceetums* mit Wahrscheinlichkeiten über 50 % überschneiden, wurde dem *Carici albae* – *Piceetum* der Vorzug gegeben. Dieser Schritt basierte auf der Annahme, dass die Latschengesellschaften aufgrund des menschlichen Einflusses heutzutage eine zu große Fläche einnehmen. Wie bei der Kombination der Modelle der Bodentypen wurden auch die Überschwemmungsflächen entlang der Flüsse und Bäche berücksichtigt, auf denen sich ebenfalls keine weiter entwickelten Vegetationsgesellschaften (Nichtwaldflächen) einstellen können. Das Problem der Seehöhenabhängigkeit des *Helleboro nigri* - Fagetums wurde so gelöst, dass auf den Gridzellen des *Helleboro nigri* – Fagetums 2 und 3, die sich über einer Seehöhe von 1500 Meter befanden, Latschen ausgeschieden wurden. Nach MÜLLER (1977) reichen einzelne hochmontane Fi – Ta – Bu – Mischwälder mit relativ vitaler Buche bis 1500 Meter. Die Höhengrenze des *Helleboro nigri* – Fagetums 2 wurde mit 1200 Meter (obere Grenze der mittelmontanen Stufe; MÜLLER, 1977) festgelegt. Auf den Gridzellen dieser Waldgesellschaft, die über 1200 Meter lagen, wurde das *Helleboro nigri* – Fagetum 3

ausgeschieden. Mit diesem Teilergebnis (Helleboro nigri – Fagetum 1, 2, 3, Carici albae – Piceetum, Latschengesellschaften, Vegetationsarme Flächen) wurden alle weiteren Analyseschritte durchgeführt.

Daneben wurde ein zweites Resultat erstellt, bei dem auch die potentiellen Flächen des Carici albae – Fagetums und des Alnetum incanaes berücksichtigt wurden. Bei der Kombination des reklassifizierten Grids des Carici albae – mit dem oben erwähnten Teilergebnis wurde auf den Gridzellen, auf denen das Carici albae – Fagetum Wahrscheinlichkeiten über 50% erreichte, dem Carici albae – Fagetum der Vorzug gegeben. Lediglich bei einer Überschneidung des Carici albae – Fagetums mit dem WÖBT Vegetationsarme Flächen wurde der WÖBT vorgezogen. Für die Darstellung des Verbreitungsschwerpunktes des Alnetum incanaes wurde das Grid der Geländeneigung reklassifiziert, wobei eine Neigung von 5° als Schwellenwert festgelegt wurde. Als nächstes wurden im Layer der Gewässer die Gewässertypen 141 Hauptvorfluter, 132 Größeres Gerinne (episodisch bis periodisch), 131 Größeres Gerinne (perennierend), 122 Mittleres Gerinne (episodisch bis periodisch), 121 Mittleres Gerinne (perennierend) selektiert, in einen eigenen Layer abgespeichert und mit 20 Meter gepuffert. Dann wurde das reklassifizierte Grid der Geländeneigung in einen Polygon – Layer umgewandelt und mit der Funktion SELECTION BY LOCATION jene Flächen selektiert, die sich mit dem 20 Meter Puffer der Gewässer überschneiden. Diesen Flächen stellten in weiterer Folge die potentiellen Verbreitungsschwerpunkte des Alnetum incanaes dar.

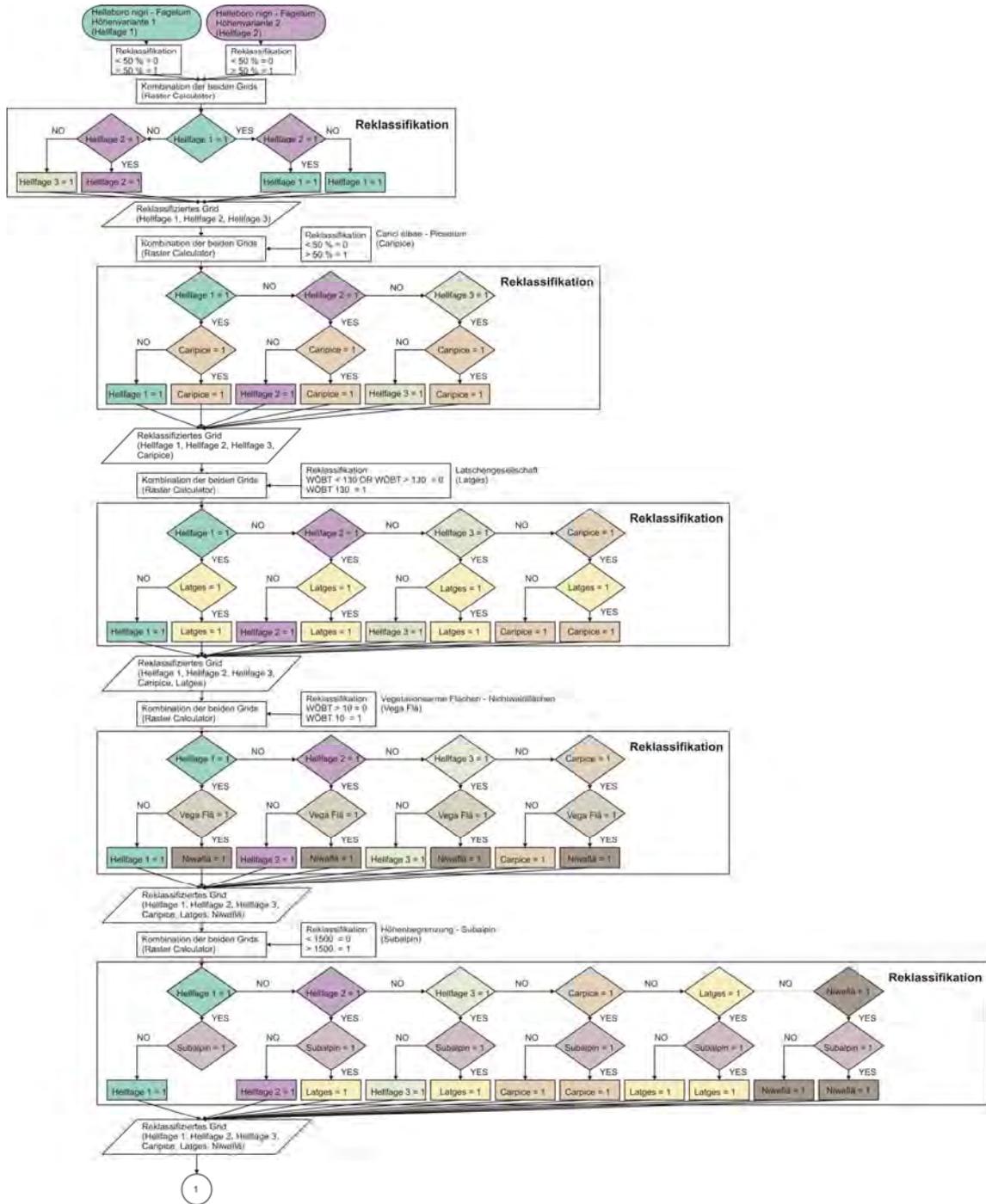


Abbildung 41: Kombination der Modelle der PNV

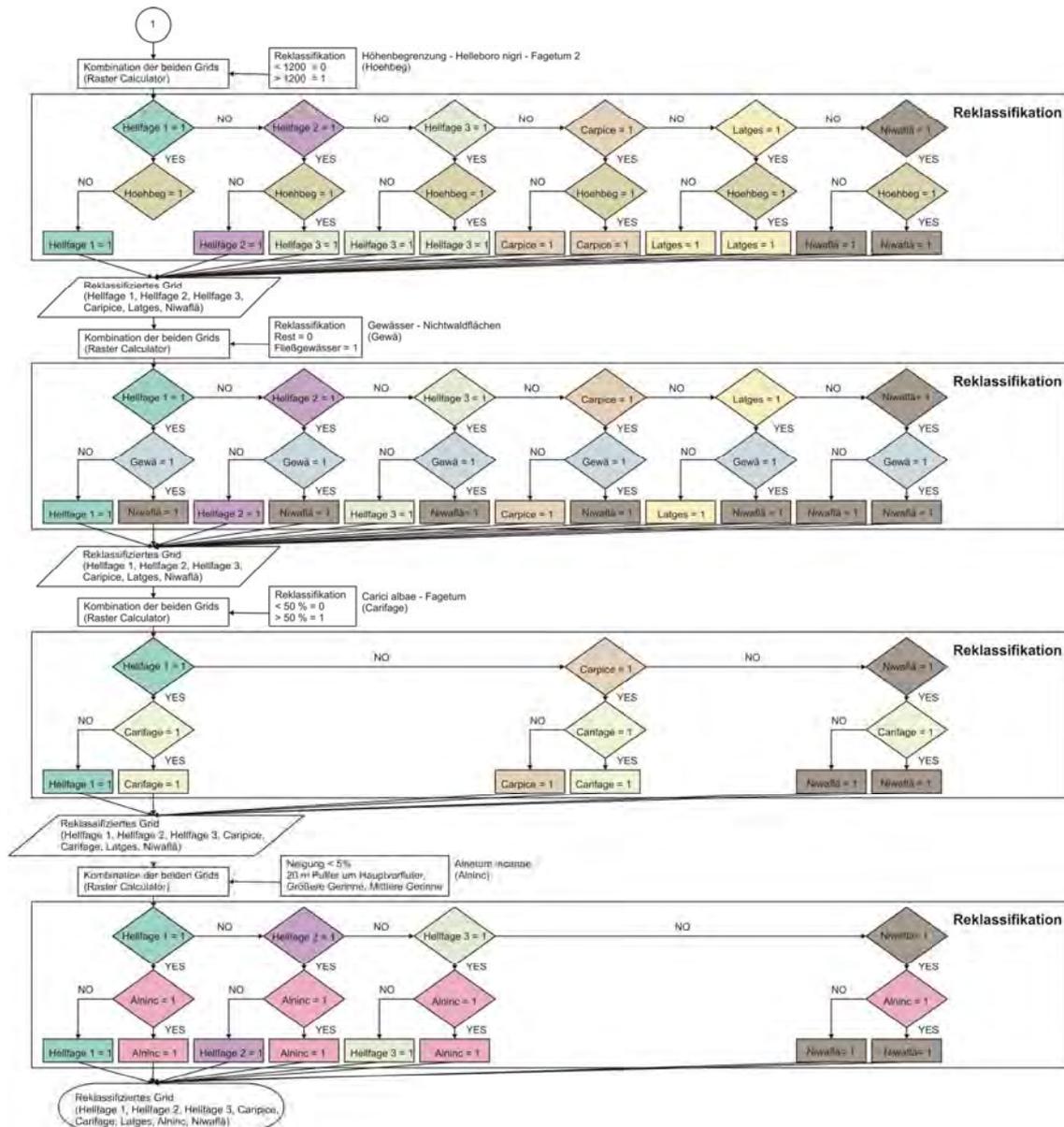


Abbildung 42: Kombination der Modelle der PNV

3.7 Gefahr, Gefährdung, Vulnerabilität, Risiko

Die oben genannten Begriffe haben in den einzelnen akademischen Fachrichtungen unterschiedliche Bedeutung. Bei ihrer praktischen Anwendung würde dies zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen (KASSEBEER, 2002). Deshalb bestand ein wichtiger Teil des vorliegenden Projekts darin, Definitionen für diese Begriffe zu finden, die der Zielsetzung dieses Projekts entsprechen. Nach einer detaillierten Literaturrecherche wurden jene Definitionen übernommen, die auch im Zuge des Projekts „Georisikokarte Vorarlberg“ verwendet wurden (VARNES, EINSTEIN, VAN WESTEN zit. nach KASSEBEER, 2002).

3.7.1 Gefahr

3.7.1.1 Definition des Begriffs

Dieser Begriff umfasst bestimmte Phänomene, die bei ihrem Auftreten negative Auswirkungen auf ausgewählte Untersuchungsobjekte haben (KASSEBEER, 2002). Es werden jedoch keine Aussagen darüber gemacht, wann, wo, wie oft oder mit welcher Intensität diese Phänomene auftreten (KASSEBEER, 2002).

3.7.1.2 Definition der Gefahren

3.7.1.2.1 Mensch

Die Gefahren, die von den Menschen ausgehen, ergeben sich in erster Linie aus den Raumansprüchen der Menschen. Diese wurden zwar im Zuge der Bildung des Nationalparks eingeschränkt, durften (oder wollten) nicht ganz verboten werden. Sie umfassen im Wesentlichen folgende 4 große Gefahrenbereiche:

- Beunruhigung
- Schadstoffeintrag
- Zerstörung (Erosion) durch Betritt
- Verdichtung durch Betritt.

Abbildung 43 zeigt neben den Gefahren die 6 Themenbereiche, die von diesen Gefahren betroffen sind.

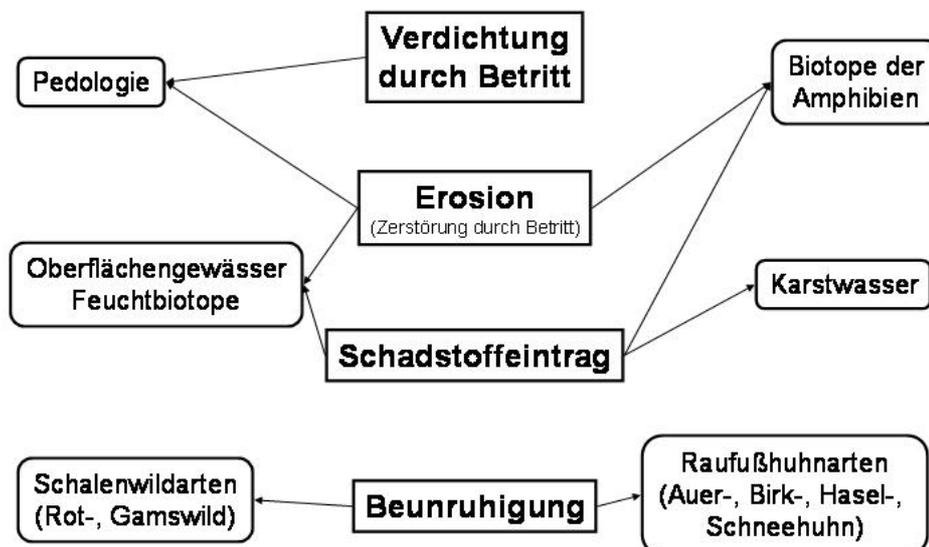


Abbildung 43: Darstellung der Gefahren durch den Menschen und der betroffenen Themenbereiche.

3.7.1.2.2 Weidevieh

Die Gefahren, die von den weidenden Tieren ausgehen, sind ebenfalls auf die Raumannsprüche des Menschen zurückzuführen. Im Gegensatz zum Menschen erfolgen diese negativen Eingriffe unwissentlich und können nicht durch Bewusstseinsbildung verhindert werden. Es handelt sich dabei um folgende 6 Gefahren:

- Schadstoffeintrag
- Beunruhigung bzw. Konkurrenz
- Zerstörung durch Betritt (Erosion)
- Verdichtung durch Betritt
- Vereinheitlichung der Vegetationsbestände.

Abbildung 44 zeigt neben den Gefahren die 6 Themenbereiche, die von diesen Gefahren betroffen sind.

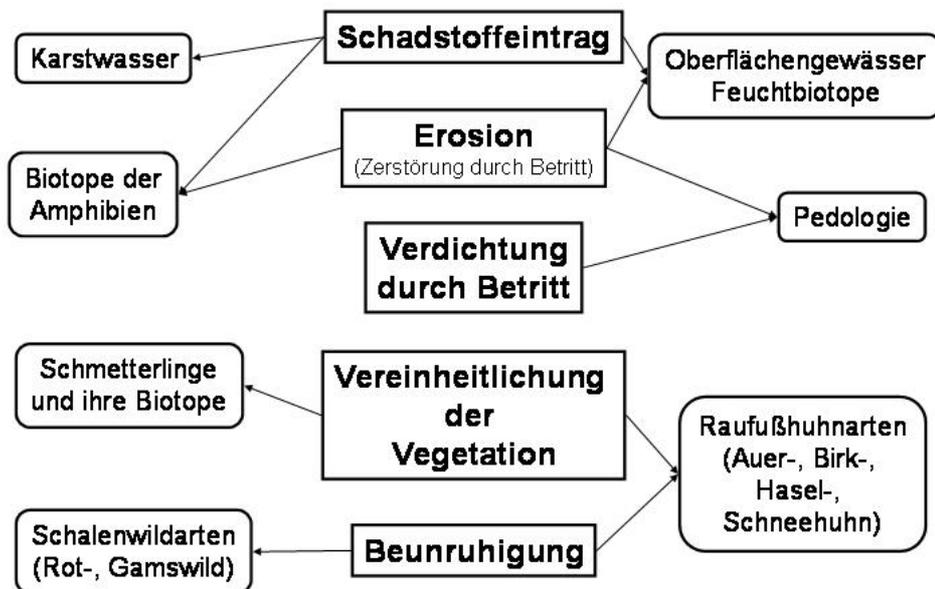


Abbildung 44: Darstellung der Gefahren durch das Weidevieh und der betroffenen Themenbereiche.

3.7.1.2.3 Rotwild

Die Gefahr, die vom Rotwild ausgeht, betrifft den konzentrierten Schadstoffeintrag in den Winter- und den Sommereinständen.

3.7.1.2.4 Veränderung der Vegetation

Die Gefahren, die sich aus der Veränderung der Vegetation ergeben, sind eine Folge des Rückzugs des Menschen aus der Natur. Durch diesen Rückzug werden viele anthropo-zoogen beeinflusste Lebensräume, die durch Reichtum an Licht und Artenvielfalt charakterisiert sind, durch die Wiederbewaldung verloren gehen.

3.7.2 Gefährdung

3.7.2.1 Definition des Begriffs

Die Gefährdung beschreibt die Wahrscheinlichkeiten mit der potentiell gefährliche Ereignisse räumlich oder zeitlich auftreten (KASSEBEER, 2002).

3.7.2.2 Bewertung der Gefahren und deren kartographische Darstellung

3.7.2.2.1 Mensch

Die Gefahren Schadstoffeintrag, Beunruhigung, Erosion und Verdichtung durch Betritt wurden durch den Layer der Erreichbarkeitsanalyse dargestellt. Die räumliche Differenzierung erfolgte durch die Ausweisung folgender 3 Erreichbarkeitskategorien:

- Leicht erreichbar
- Beschwerlich erreichbar
- Mehr oder weniger unerreichbar.

Tabelle 24 zeigt die Bewertung dieser Kategorien im Zuge der visuellen Darstellung dieser Gefahren.

Tabelle 24: Gefährdungsbewertung der Erreichbarkeitskategorien.

Ursprüngliche Klassifizierung der Erreichbarkeit	Modifizierte Klassifizierung der Erreichbarkeit	Eintrittswahrscheinlichkeit der jeweiligen Gefahr	Gefährdungsstufe
1 – 4	Leicht erreichbar	Hoch	1
5 – 8	Beschwerlich erreichbar	Mittel	2
9 – 11	Mehr oder weniger unerreichbar	Niedrig	3

Für die Visualisierung der Gefahr Schadstoffeintrag wurde zudem ein Layer mit dem Wegenetz des Nationalparks und allen touristischen Infrastruktureinrichtungen (z.B.: Hütten, Biwakplätze, Parkplätze, Hinweistafeln) erstellt. Dazu wurden die Wege mit einem Puffer von 20 Meter und die Infrastruktureinrichtungen mit einem Puffer von 40 Meter belegt und danach die beiden Layer miteinander verschnitten.

Für die Bewertung der Infrastruktureinrichtungen (Tabelle 25) wurden diese zu folgenden Kategorien zusammengeschlossen:

- Markierte Wege auf Forststraßen und punktuelle Infrastruktureinrichtungen
- Markierte Wege und Forststraßen ohne Wegmarkierung
- Unmarkierte Wege.

Tabelle 25: Gefährdungsbewertung der Infrastruktureinrichtungen.

Modifizierte Klassifizierung der Erreichbarkeit	Eintrittswahrscheinlichkeit der jeweiligen Gefahr	Gefährdungsstufe
Markierte Wege auf Forststraßen Infrastruktur für Besucher	Hoch	1
Markierte Wege Forststraßen ohne Wegmarkierung	Mittel	2
Unmarkierte Wege	Niedrig	3

Für die visuelle Darstellung der Gefahren Erosion und Verdichtung durch Betritt wurde der zuvor beschriebene Layer dahingehend verändert, dass alle Pufferflächen der Forststraßen und der Infrastruktureinrichtungen entfernt wurden und nur mehr die Flächen der markierten und unmarkierten Wege im Layer belassen wurden. Tabelle 26 zeigt die Bewertung dieser beiden Infrastrukturkategorien.

Tabelle 26: Gefährdungsbewertung der markierten und unmarkierten Wege.

Modifizierte Klassifizierung der Erreichbarkeit	Eintrittswahrscheinlichkeit der jeweiligen Gefahr	Gefährdungsstufe
Markierte Wege	Hoch	1
Unmarkierte Wege	Niedrig	2

Die zeitliche Differenzierung dieser Gefahren hängt in erster Linie von der Schneemenge ab. Im Winter sinkt die Erreichbarkeit der Gebiete für Fußgänger und somit auch die Eintrittswahrscheinlichkeit der jeweiligen Gefahr beträchtlich. Dies gilt vor allem für die Gebiete, die nicht direkt im Nahbereich von Forststraßen und Wanderwegen liegen.

Für die Visualisierung der Gefahr Beunruhigung durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung wurden deshalb zwei anderen Layern erstellt. Einer dieser Layer enthält alle Forststraßen des Nationalparks. Der zweite Layer enthält die Flächen beiderseits der gängigsten Schitouren, die durch die Schitourengeher benutzt werden. Eine räumliche Differenzierung dieser Gefahr war nicht möglich, da keine Unterscheidungskriterien, welche als Grundlage für die Ausweisung von Gefährdungsstufen (z.B.: durchschnittliche Anzahl von Schitourengeher pro Route) verwendet werden hätte können, mitgeliefert wurde.

3.7.2.2.2 Weidevieh

Da das Weidevieh im Nationalpark nur innerhalb der Bewahrungszone weiden darf, beschränken sich die Gefahren Schadstoffeintrag, Beunruhigung, Erosion und Verdichtung durch Betritt und Vereinheitlichung der Vegetationsbestände nur auf diese Zone.

Die räumliche Differenzierung der Flächen und somit die Bewertung dieser Gefahren (Tabelle 27) basieren auf den durchschnittlichen Bestoßungszahlen der einzelnen Almen und wurde in Rücksprache mit WEIGAND (persönliche Mitteilung) festgelegt.

Tabelle 27: Gefährdungsbewertung der Bewahrungszone.

Durchschnittliche Bestoßungszahlen	Modifizierte Klassifizierung der Erreichbarkeit	Eintrittswahrscheinlichkeit der jeweiligen Gefahr	Stufe der Gefährdung
Hoch	Feichtau-, Ebenforst-, Pugl-, Blabergalm	Hoch	1
Niedrig	Restlichen Almen	Mittel	2
Keine	Forschungsstation Zöbelboden	Sehr niedrig	3

Die zeitliche Differenzierung ergibt sich aus den Bestoßungszeiten der Almflächen, die von der Nationalparkverwaltung festgelegt werden.

3.7.2.2.3 Schalenwild

Für die Visualisierung der Gefahr Schadstoffeintrag wurde ein Layer mit den Winter-, den Sommereinständen und den Einzugsbereichen (500 Meter) um die Rotwildfütterungen erstellt. Die räumliche Differenzierung dieser Flächen und die darauf basierende Bewertung der Gefahr erfolgten nach der Intensität des Schadstoffeintrags (Tabelle 28).

Tabelle 28: Gefährdungsbewertung der Einstände des Rotwildes.

Modifizierte Klassifizierung der Erreichbarkeit	Intensität der Gefahr	Gefährdungsstufe
Wintereinstände Einzugsbereiche der Rotwildfütterungen	Hoch	1
Sommereinstände	Niedrig	2

Die zeitliche Differenzierung ergibt sich aus den Zeiträumen, in denen die jeweiligen Einstände vom Rotwild aufgesucht werden. Das heißt, dass sich der Schadstoffeintrag in den Wintereinständen auf die Zeit mit Schneebedeckung und jener in den Sommereinständen auf die schneefreie Zeit beschränken.

3.7.2.2.4 Veränderung der Vegetation

Für die Visualisierung der „Gefahr“ Veränderung der Vegetation durch den Rückzug des Menschen aus der Natur wurden 3 Layer erstellt.

Die Basis für die Erstellung des ersten Layers bildete der Layer mit den Flächen der historischen und aktuellen Weiderechte. Dieser Layer wurde zuerst mit dem Layer der Bewahrungszone verschnitten und dann die Flächen der Bewahrungszone aus dem neu entstandenen Layer entfernt. Wie bei dem Layer der Schitouren konnte aus Ermangelung eines Unterscheidungskriteriums keine räumliche Differenzierung dieser Flächen vorgenommen werden. Deshalb konnte bei der Bewertung dieser Flächen nur eine Gefährdungsklasse ausgeschieden werden.

Als Basis für den zweiten Layer diente der Parameter Bestandeslücken, der im Zuge der Luftbildinterpretation für die Flächen der WÖBT – Einheiten ausgeschieden wurde. Aus dem Layer der Luftbildinterpretation wurden jene Flächen ausgewählt, für die die Kategorie häufig (Bestandeslücken 10% bis 30% der Fläche) beziehungsweise sehr häufig (Bestandeslücken

größer als 30% der Fläche) ausgeschieden wurden. Diese Flächen wurden in einem eigenen Layer abgespeichert, mit dem Layer der Bewahrungszone verschnitten und danach alle Flächen gelöscht, die innerhalb der Flächen der Bewahrungszone zu liegen kamen. Wie bei dem vorigen Layer konnte bei der Bewertung dieser Flächen nur eine Gefährdungsklasse ausgeschieden werden.

Die Basis des dritten Layers stellte ein Layer mit allen Forststraßen dar. Die Forststraßen wurden mit einem Puffer von 15 Meter belegt. Da kein Unterscheidungskriterium für diese Flächen vorlag, konnte nur eine Gefährdungsklasse ausgeschieden werden.

Eine zeitliche Differenzierung dieser Gefahr konnte nicht vorgenommen werden.

3.7.3 Vulnerabilität

3.7.3.1 Definition

Die Vulnerabilität wird immer für ein Untersuchungsobjekt bestimmt, welches von einer definierten Gefahr betroffen ist und beschreibt dabei den Grad der Verletzbarkeit oder der Sensibilität gegenüber dieser Gefahr. Dieser Grad an Verletzbarkeit kann wie die Gefahren zeitlich und räumlich variieren (KASSEBEER, 2002).

3.7.3.2 Bewertung der Vulnerabilität und deren visuelle Darstellung

3.7.3.2.1 Rotwild

Die Daten für die Visualisierung der Vulnerabilität stammten aus dem Projekt „Wildökologische Raumplanung Nationalpark Kalkalpen“ (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000).

Die Bewertung der Vulnerabilität (Tabelle 29) wurde im Zuge eines Gesprächs mit SCHÖN und FUXJÄGER (persönliche Mitteilung) festgelegt. Als Folge dieses Gesprächs wurden einerseits die Wintereinstände, die Zonen (500 Meter) um die Fütterungen, die Setzeinstände und die Einstände der Außensteher als Status 1 – Zonen (Sensibles Kernareal) und andererseits die Sommereinstände und die Brunftplätze als Status 2 – Zone (Bedeutendes Verbreitungsareal) festgelegt.

Tabelle 29: Vulnerabilitätsbewertung der Areale des Rotwildes.

Bewertete Fläche	Zeitliche Gültigkeit der Vulnerabilitätsbewertung	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Balzplätze und Brutareale	Ganze Jahr	1	Hoch
Modifiziertes Ergebnis der Sommerhabitatbewertung	Schneefreie Zeit	2	Niedrig
Modifiziertes Ergebnis der Winterhabitatbewertung	Zeit mit Schneebedeckung	2	Niedrig

Für die Visualisierung der Vulnerabilität während der Zeit der Schneebedeckung wurde zuerst den Wildfütterungen im Nationalpark ein Puffer von 500 Meter zugewiesen. Dann wurde dieser Layer mit den Layern der Wintereinstände und der Außensteher verschnitten, die Flächen

dieses neuen Layers mit einem 20 Meter Puffer gepuffert und den gepufferten Flächen als thematisches Attribut der Wert 1 (Sensibles Kernareal) zugewiesen.

Dann wurden die Flächen der Setzeinstände mit einem 20 Meter Puffer gepuffert und diesen gepufferten Flächen als thematisches Attribut ebenfalls der Wert 1 zugewiesen. Den Flächen des Layers der Sommereinstände wurde als thematisches Attribut der Wert 2 (Bedeutendes Verbreitungsareal) zugewiesen. Zum Schluss wurden diese beiden Layer miteinander verschnitten, wobei bei einer Überschneidung der Flächen die Flächen der Status 1 – Zone den Vorrang erhielt.

Im dritten Arbeitsschritt wurden die ausgewiesenen Brunftplätze in einem eigenen Layer abgespeichert und ebenfalls mit dem Wert 2 belegt.

3.7.3.2.2 Gamswild

Die Daten für die Darstellung der Vulnerabilität stammten ebenfalls aus dem Datenmaterial des Projektes „Wildökologische Raumplanung Nationalpark Kalkalpen“ (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000). Im Gegensatz zu dem sehr umfangreichen Datenmaterial über das Rotwild umfassten die Daten für das Gamswild nur die Ergebnisse der diskreten Habitatbewertung für den Sommer und den Winter. Diese Daten mussten wie die Ergebnisse der Habitatbewertung der Rauhfußhühner für die Visualisierung der Vulnerabilität aufbereitet werden.

Die Bewertung der Vulnerabilität (Tabelle 30) wurde nach Rücksprache mit SCHÖN und FUXJÄGER (persönliche Mitteilung) festgelegt.

Tabelle 30: Vulnerabilitätsbewertung der Areale des Gamswildes.

Bewertete Fläche	Zeitliche Gültigkeit der Vulnerabilitätsbewertung	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Modifiziertes Ergebnis der Sommerhabitatbewertung	Schneefreie Zeit	2	Niedrig
Modifiziertes Ergebnis der Winterhabitatbewertung	Zeit mit Schneebedeckung	2	Niedrig

Für die Visualisierung der Vulnerabilität wurde den Flächen des Layers der modifizierten Ergebnisse der Sommer- und Winterhabitatbewertung als thematisches Attribut der Wert 2 (Bedeutendes Verbreitungsareal) zugewiesen.

3.7.3.2.3 Rauhfußhühner

Die Darstellung der Vulnerabilität basierte auf den aktuellen Balz- und Brutarealen, die im Zuge der Bestandserhebung der Rauhfußhühner (STEINER, PÜHRINGER, SCHMALZER, 2000) erhoben wurden, und den Flächen, die im Zuge der Modifikation der Ergebnisse der Habitatbewertung des Projekts „Biotopplanung für Rauhfußhühner im NP OÖ Kalkalpen“ (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000) ermittelt wurden. Die Unterschiede in den Datengrundlagen für die einzelnen Rauhfußhuhnarten lagen darin, dass für die Schneehühner keine Balzplätze und für das Haselwild keine Brutareale ermittelt wurden. Zudem wurde die Bewertung des Habitats für die Schneehühner nicht für den Sommer und den Winter getrennt durchgeführt, sondern es wurde lediglich eine Bewertung des Jahreshabitats durchgeführt.

Deshalb konnte für diese Rauhfußhuhnart nur eine flächenhafte Darstellung der Vulnerabilität erstellt werden.

Hinsichtlich der Bewertung der Vulnerabilität (Tabelle 31) wurden nach Rücksprache mit WEIGAND (persönliche Mitteilung) die Balzplätze und die Brutareale als Status 1 – Zonen (Sensibles Kernareal) und die modifizierten Flächen der Habitatbewertung als Status 2 – Zonen (Bedeutendes Verbreitungsareal) bewertet.

Tabelle 31: Vulnerabilitätsbewertung der Areale der Rauhfußhuhnarten.

Bewertete Fläche	Zeitliche Gültigkeit der Vulnerabilitätsbewertung	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Balzplätze und Brutareale	Ganze Jahr	1	hoch
Modifiziertes Ergebnis der Sommerhabitatbewertung	Schneefreie Zeit	2	niedrig
Modifiziertes Ergebnis der Winterhabitatbewertung	Zeit mit Schneebedeckung	2	niedrig
Modifiziertes Ergebnis der Jahreshabitatsbewertung	Ganze Jahr	2	niedrig

Die Visualisierung der Vulnerabilität wurde für jede Rauhfußhuhnart getrennt durchgeführt, die Arbeitsschritte blieben jedoch die gleichen.

Im ersten Arbeitsschritt wurden die Balzplätze mit 100 Meter gepuffert.

Im zweiten Schritt wurde dieser Layer mit dem Layer der Brutareale verschnitten und die Flächen dieses neuen Layers mit einem 20 Meter Puffer belegt. Da diese Flächen die Status 1 – Zonen darstellten, wurden sie mit dem Wert 1 (Sensibles Kernareal) als thematisches Attribut belegt.

Dann wurde aus den modifizierten Ergebnissen der Sommer- und Winterhabitatbewertung zwei Layer angefertigt und den Flächen dieser beiden Layer der Wert 2 (Bedeutendes Verbreitungsareal) als thematisches Attribut zugewiesen.

Zum Schluss wurde jeder dieser beiden Layer mit dem Layer der Status 1 – Zonen zu zwei Layern der Vulnerabilität verschnitten, wobei bei einer Überschneidung der Flächen die Flächen der Status 1 – Zone den Vorrang erhielten.

3.7.3.2.4 Amphibien

Die Daten für die visuelle Umsetzung der Vulnerabilität basierten einerseits auf der analogen Arbeitskarte, in der alle biologisch relevanten Zonen (WEIGAND, FUXJÄGER, SCHÖN, 2002) eingetragen wurden und andererseits auf den handschriftlichen Unterlagen (WEIGAND, FUXJÄGER, SCHÖN, 2002), die mit der Karte übermittelt wurden.

Diese Unterlagen enthielten unter anderem eine Unterteilung der Amphibienbiotope in Status 1 – (Sensibles Kernbiotop) und Status 2 – Zonen (Bedeutendes Verbreitungsareal), die auch für die Bewertung der Vulnerabilität (Tabelle 32) herangezogen wurde.

Tabelle 32: Vulnerabilitätsbewertung der Amphibienbiotope.

Bewertete Fläche	Zeitliche Gültigkeit der Vulnerabilitätsbewertung	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Status 1 – Biotope	Schneefreie Zeit	1	Hoch
Status 2 – Biotope	Schneefreie Zeit	2	Niedrig

Für die visuelle Darstellung der Vulnerabilität wurden die Standorte der Biotope mittels Koordinaten in einem Layer verortet, diese Punkte mit dem entsprechenden Puffer belegt und diesen Flächen als thematisches Attribut der Wert 1 (Sensibles Kernbiotop) oder 2 (Bedeutendes Verbreitungsareal) zugewiesen. Die Informationen für die Koordinaten der Biotope, die Pufferdistanzen und die Bewertungen stammten dabei aus den handschriftlichen Unterlagen.

Dann wurden die Biotope digitalisiert, deren Flächen in der analogen Karte eingezeichnet wurden und ihnen die Werte 1 oder 2 zugewiesen.

Im dritten Arbeitsschritt wurden die Status 1 – und die Status 2 – Zonen getrennt in eigenen Layern abgespeichert und die Flächen der Status 1 – Zonen mit einem 20 Meter Puffer belegt.

Im letzten Arbeitsschritt wurde der Layer mit den gepufferten Status 1 – Zonen mit dem Layer der Status 2 – Zonen verschnitten. Auf den Flächen, auf denen sich Status 1 – und Status 2 – Zonen überschneiden, erhielten die Flächen mit dem Status 1 den Vorrang.

3.7.3.2.5 Schmetterlinge

Die Daten für die Visualisierung und die Bewertung (Tabelle 33) der Vulnerabilität basierten ebenfalls auf der analogen Arbeitskarte und den handschriftlichen Unterlagen (WEIGAND, FUXJÄGER, SCHÖN, 2002).

Tabelle 33: Vulnerabilitätsbewertung der Schmetterlingsbiotope.

Bewertete Fläche	Zeitliche Gültigkeit der Vulnerabilitätsbewertung	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Status 1 – Biotop	Schneefreie Zeit	1	Hoch
Status 2 – Biotop	Schneefreie Zeit	2	Niedrig

Für die Visualisierung der Vulnerabilität wurden zuerst alle relevanten Flächen digitalisiert und ihnen dann die Bewertung der Vulnerabilität mittels der Werte 1 (Sensibles Kernbiotop) oder 2 (Bedeutendes Verbreitungsareal) zugewiesen.

Auf Basis dieser Werte wurden im zweiten Arbeitsschritt die Status 1 – und Status 2 – Zonen zuerst in getrennten Layern abgespeichert und dann die Status 1 – Zonen mit einem 20 Meter Puffer belegt.

Zum Schluss wurden der Layer mit den gepufferten Flächen und der Layer mit den Status 2 – Zonen miteinander verschnitten, wobei bei einer Überschneidung der Flächen wieder die Flächen der Status 1 – Zone den Vorrang erhielten.

3.7.3.2.6 Wertvolle Sonderstandorte

Die Daten für die Visualisierung der Vulnerabilität basierten auf den Daten der Biotopkartierung (LENGLACHER, 2002).

Die Bewertung der Flächen der Biotopkartierung wurde in einem Gespräch mit dem Nationalparkbiologen WEIGAND (persönliche Mitteilung) festgelegt.

Tabelle 34: Vulnerabilitätsbewertung der floristisch wertvollen Standorte.

Bewertete Fläche	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Raumeinheiten mit vulnerablen Substraten und/oder Vegetationsbeständen	1	Hoch
Zone mit mehr oder weniger naturnahen Beständen	2	Niedrig
Sengsengebirgszug	2	Niedrig

Für die Darstellung der Vulnerabilität wurden die Flächen, die bei der Biotopkartierung als Raumeinheit mit hochgradig vulnerablen Substraten und/oder Vegetationsbeständen ausgeschieden wurden, in einen eigenen Layer abgespeichert, mit einem Puffer von 20 Meter gepuffert und diesen Flächen dann der Wert 1 (Sensibles Kernareal) zugewiesen.

Im zweiten Arbeitsschritt wurde die Fläche des Sengsengebirges selektiert und in einem eigenen Layer abgespeichert.

Im dritten Arbeitsschritt wurden die Flächen, die als Zone mit mehr oder weniger naturnahen Bestände ausgeschieden wurden, in einem eigenen Layer abgespeichert, mit dem Layer des Sengsengebirgszuges verschnitten und den Flächen dieses Layers der Wert 2 (Bedeutendes Verbreitungsareal) zugewiesen.

Im letzten Arbeitsschritt wurde der Layer mit den gepufferten Status 1 – Zonen und der Layer mit den Status 2 – Zonen miteinander verschnitten. Auf den Flächen, auf denen sich Status 1 – und Status 2 – Zonen überschneiden, erhielten die Flächen mit dem Status 1 den Vorrang.

3.7.3.2.7 Gewässer und Feuchtbiotope

Das Datenmaterial für die Visualisierung der Vulnerabilität stammte von der analogen Arbeitskarte (WEIGAND, FUXJÄGER, SCHÖN, 2002), dem Layer mit den Quellen (DUMFARTH, 1991, HASEKE, 1990 – 1997, ÖSAG 1996 – 1998, ANGERER, PRÖLL, 2002) und dem digitalisierten Gewässernetz (ANGERER ET AL., 1996).

Die Bewertung der Gewässer und Feuchtbiotope (Tabelle 35) wurde aus den handschriftlichen Unterlagen (WEIGAND, FUXJÄGER, SCHÖN, 2002) der analogen Arbeitskarte übernommen.

Tabelle 35: Vulnerabilitätsbewertung der Gewässer und Feuchtbiotope.

Bewertete Fläche	Zeitliche Gültigkeit der Vulnerabilitätsbewertung	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Status 1 – Biotop	Ganzes Jahr	1	Hoch
Status 2 – Biotop	Ganzes Jahr	2	Niedrig

Im ersten Schritt wurden alle Quellen, die in den handschriftlichen Unterlagen als Status 1 – Quellen ausgewiesen wurden, selektiert, in einem eigenen Layer abgespeichert und mit einem 20 Meter gepuffert.

Im zweiten Arbeitsschritt wurden die Biotopflächen, deren Lagekoordinaten in den handschriftlichen Unterlagen protokolliert wurden, in einem Layer verortet und mit den Pufferdistanzen aus den handschriftlichen Unterlagen gepuffert. Da diese Biotopflächen als Status 1 – Zonen definiert wurden, wurden sie zudem mit einem Puffer von 20 Meter gepuffert.

Im dritten Arbeitsschritt wurde aus dem Layer des Gewässernetzes jene Gewässerabschnitte selektiert, die in der analogen Arbeitskarte als Status 1 – Zone ausgewiesen wurden. Diese Elemente wurden in einem eigenen Layer abgespeichert und mit einem 20 Meter Puffer gepuffert.

Im vierten Arbeitsschritt wurde ein Layer mit den Flächen der restlichen Status 1 – Biotopflächen erstellt und diese Flächen mit einem 20 Meter Puffer gepuffert.

Im fünften Arbeitsschritt wurden die vier Layer miteinander verschnitten und den Flächen der Wert 1 (Sensibles Kernbiotop) zugewiesen.

Im sechsten Arbeitsschritt wurden die Flächen der Status 2 – Biotopflächen digitalisiert und die Flächen mit dem Wert 2 (Bedeutendes Verbreitungsareal) belegt.

Zum Schluss wurden die Layer der Status 1 – und der Status 2 – Biotopflächen miteinander kombiniert. Auf den Flächen, auf denen sich Status 1 – und Status 2 – Zonen überschneiden, erhielten die Flächen mit dem Status 1 den Vorrang.

3.7.3.2.8 Karstwasser

Die Datenbasis für die Visualisierung der Vulnerabilität bildete erstens die visuelle Darstellung der Geologie (ANGERER ET AL., 1996), zweitens das Ergebnis der Kombination der effektiven Grundigkeitswerte und der Bodentypen und drittens die Merkmale WÖBT – Typ und Überschirmungsgrad der Luftbildinterpretation (MAUSER ET AL., 1996).

Die Bewertung der Vulnerabilität ergab sich aus der getrennten Bewertung und der anschließenden additiven Verknüpfung der Grids dieser 3 Faktoren (Geologie, Boden bzw. Grundigkeitswert, Vegetation bzw. Überschirmungsgrad). Um die gleiche Gewichtung der Merkmale bei dieser Verknüpfung zu gewährleisten, mussten die zahlenmäßig unterschiedlichen Ausprägungen dieser 3 Faktoren zu einer einheitlichen Zahl an Ausprägungen zusammengefasst werden. Im Fall der Vulnerabilität des Karstwassers wurde nach Rücksprache mit KATZENSTEINER (persönliche Mitteilung) die Ausweisung von 7 Vulnerabilitätsstufen für jeden Faktor und eine Ausweisung von 5 Vulnerabilitätsstufen nach deren Verknüpfung beschlossen. Zudem wurde mit KATZENSTEINER (persönliche Mitteilung) die Zusammenfassung der verschiedenen Ausprägungen zu den 7 Kategorien und die Bewertung dieser Kategorien (Tabelle 36 -Tabelle 38) festgelegt.

Tabelle 36: Gruppierung und Vulnerabilitätsbewertung der Gesteinsarten.

Bezeichnung der Klassen	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Sehr gut verkarstungsfähig	1	Hoch
Gut verkarstungsfähig	2	
Gut verkarstungsfähig + stärker kluftwasserführend	3	
Mäßig bis punktuell verkarstungsfähig + stärker kluftwasserführend		
Mäßig bis punktuell verkarstungsfähig + mäßig bis lokal kluftwasserführend		
Mäßig bis lokal kluftwasserführend	4	Mittel
Mäßig bis lokal kluftwasserführend + ???	5	
Hydrologische Dichtschicht (i. A.)		
Sickerwasserstränge im Sediment (wahrscheinlich)	6	
Sickerwasserstränge im Sediment (wahrscheinlich) + hydrologische Dichtschicht (i. A.)		
Zusammenhängende ergiebigere Grundwasserkörper (potentiell)	7	Gering

Tabelle 37: Vulnerabilitätsbewertung der Bodentyp – Gründigkeitsklassen.

Bezeichnung der Klassen	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Flächen ohne Bodenbedeckung oder Rohböden	1	Hoch
Böden bis 10 cm eff. Gründigkeit	2	
Böden mit 10 – 20 cm eff. Gründigkeit und keinem oder geringem Braunlehmeinfluss	3	
Böden mit 10 – 20 cm eff. Gründigkeit und deutlichem Braunlehmeinfluss	4	Mittel
Böden über 20 cm eff. Gründigkeit und keinem oder geringem Braunlehmeinfluss	5	
Böden über 20 cm eff. Gründigkeit und deutlichem Braunlehmeinfluss	6	
Böden über 20 cm eff. Gründigkeit und mit Stau- oder Tagwassereinfluss	7	Niedrig

Tabelle 38: Vulnerabilitätsbewertung der Vegetation.

Bezeichnung der Klassen	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Vegetationsarme Flächen	1	Hoch
Ungenutzte Grünflächen	2	
Wiese – Weide	3	
Junge Bestände und Latschenflächen mit einem Deckungsgrad unter 45%	4	Mittel
Junge Bestände und Latschenflächen mit einem Deckungsgrad über 45%	5	
Altholzbestände mit einem Deckungsgrad unter 45%	6	
Altholzbestände mit einem Deckungsgrad über 45%	7	Gering

Vor der Verknüpfung mussten alle 3 Merkmale als Grids vorliegen. Dazu wurde zuerst die Darstellung der Geologie in ein Grid umgewandelt, wobei die Werte der 11 Kategorien der hydrogeologischen Bewertung als Basis für die Gridwerte dienten. Diese Werte des Grids wurden danach auf Basis des Bewertungsschlüssels (Tabelle 36) reklassifiziert.

Dann wurde die Darstellung der Luftbildinterpretation in ein Grid umgewandelt, wobei die Werte der WÖBT – Typen als Basis für die Gridwerte dienten. Dieses Grid wurde reklassifiziert, wobei die WÖBT – Typen 30 und 40 zur Gruppe Weide und Wiesen, die WÖBT – Typen 60, 70, 80 und 130 zur Gruppe der jungen Bestände und Latschenflächen und die WÖBT – Typen 90, 100, 110 und 121 zur Gruppe der Altholzbestände zusammengefasst wurden. Die WÖBT – Typen 10 und 20 blieben unverändert und die WÖBT – Typen 50, 140, 141, 142, 143, 144 und 150 wurden in der Bewertung der Vulnerabilität nicht berücksichtigt und bekamen den Wert 0. Dann wurden die Flächen der Gruppe junge Bestände und Latschenflächen beziehungsweise jene der Gruppe Altholzbestände hinsichtlich ihres Überschirmungsgrades in jeweils 2 Untergruppen untergliedert, wobei als Schwellenwert ein Überschirmungsgrad von 45% gewählt wurde.

Da das Ergebnis der Kombination der effektiven Gründigkeit und der Bodentypen schon als Grid vorlag und zudem 7 Bodentyp – Gründigkeitsklassen (Tabelle 37) für die Vulnerabilitätsbewertung, aufwies, musste es nicht mehr verändert werden.

Dann wurden die 3 Grids additiv miteinander verknüpft und das Ergebnis in 5 Vulnerabilitätsklassen reklassifiziert. Tabelle 39 zeigt in der ersten Spalte die Schwellenwerte der Reklassifizierung, in der zweiten und dritten Spalte den zugewiesenen Wert und die Intensität der Vulnerabilität. Für die weiteren Analyseschritte wurde das Grid zudem vektorisiert.

Tabelle 39: Ausscheidung der 5 Vulnerabilitätsstufen des Karstwassers.

Schwellenwerte der Reklassifikation	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
3 – 4	1	Hoch
5 – 8	2	
9 – 12	3	Mittel
13 – 16	4	
17 – 20	5	Gering

3.7.3.2.9 Boden

Bodenverdichtung

Die Datengrundlage für die Visualisierung und Bewertung der Bodentyp – Gründigkeitsklassen hinsichtlich der Gefahr Bodenverdichtung bildete das Grid, welches im Zuge der Kombination der effektiven Gründigkeit und der Bodentypen entstand.

Die Vulnerabilitätsbewertung wurde für die Bodentypen mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss und die Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss oder Wassereinfluss, getrennt durchgeführt und nach Rücksprache mit KATZENSTEINER (persönliche Mitteilung) festgelegt (Tabelle 40, Tabelle 41). Die erste Bodentyp – Gründigkeitsklasse, die die Flächen ohne Bodenbedeckung oder Rohböden darstellte, wurde nicht berücksichtigt.

Tabelle 40: Vulnerabilitätsbewertung der Gründigkeitsklassen der Bodentypen mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss.

Bodentypen mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Böden über 20 cm eff. Gründigkeit mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	1	Hoch
Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	2	Mittel
Böden unter 10 cm eff. Gründigkeit mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	3	Gering

Tabelle 41: Vulnerabilitätsbewertung der Gründigkeitsklassen der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss und der Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss.

Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss oder Tag- oder Stauwassereinfluss	Stufe der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Böden über 20 cm eff. Gründigkeit mit Tag- oder Stauwassereinfluss	1	Hoch
Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit deutlichem Braunlehmeinfluss	2	Mittel
Böden unter 10 cm eff. Gründigkeit mit deutlichem Braunlehmeinfluss	3	Gering

Die Werte der Vulnerabilitätsstufen wurden mittels Reklassifikation den Gridzellen zugewiesen. Dann wurden die Grids in ArcInfo Coverages umgewandelt, die Flächen dieser beiden Coverages mit Hilfe des Befehls DISSOLVE zusammengefügt und die resultierenden Coverages wieder in die Geodatenbank importiert. Zur besseren Darstellung wurden zum Schluss alle Flächen mit einem Flächeninhalt kleiner als 450 m² (2 Gridzellen) aus den beiden Layern entfernt.

Bodenerosion

Die Darstellung und Bewertung der Bodentyp – Gründigkeitsklassen hinsichtlich der Gefahr Bodenerosion beruhte ebenfalls auf dem Grid, welches im Zuge der Kombination der effektiven Gründigkeit und der Bodentypen entstand und dem Grid der Geländeneigung.

Im Gegensatz zur Gefahr Bodenverdichtung wurden die 7 Bodentyp – Gründigkeitsklassen nicht getrennt bewertet. Dafür wurde die Vulnerabilitätsbewertung der 7 Klassen mit der Vulnerabilitätsbewertung von 7 Neigungsklassen ergänzt. Wie bei der Vulnerabilitätsbewertung des Karstwassers erfolgte die endgültige Bewertung durch die additive Verknüpfung dieser beiden Grids. Die Bewertung (Tabelle 42, Tabelle 43) wurde mit KATZENSTEINER (persönliche Mitteilung) festgelegt. Die Bewertung basiert auf der Überlegung, dass nach einer Verletzung des Bodens die Bodenfunktionen bei tiefgründige, tonige Böden schneller wieder erreicht werden als bei seichtgründigen Böden.

Tabelle 42: Vulnerabilitätsbewertung der Bodentyp – Gründigkeitsklassen.

Bodentyp – Gründigkeitsklassen	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Flächen ohne Bodenbedeckung oder Rohböden	1	Hoch
Böden bis 10 cm eff. Gründigkeit	2	
Böden mit 10 – 20 cm eff. Gründigkeit und keinem oder geringem Braunlehmeinfluss	3	
Böden mit 10 – 20 cm eff. Gründigkeit und deutlichem Braunlehmeinfluss	4	Mittel
Böden über 20 cm eff. Gründigkeit und keinem oder geringem Braunlehmeinfluss	5	
Böden über 20 cm eff. Gründigkeit und deutlichem Braunlehmeinfluss	6	
Böden über 20 cm eff. Gründigkeit und mit Stau- oder Tagwassereinfluss	7	Niedrig

Tabelle 43: Vulnerabilitätsbewertung der Neigungsklassen.

Neigungsklassen	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
Über 60°	1	Hoch
45 – 60°	2	
30 – 45°	3	
20 – 30°	4	Mittel
10 – 20°	5	
5 – 10°	6	
Unter 5°	7	Gering

Im ersten Arbeitsschritt wurden die Werte der Vulnerabilitätsstufen mittels Reklassifikation den Gridzellen der Bodentyp – Gründigkeitsklassen zugewiesen.

Im zweiten Arbeitsschritt wurde das Grid des Standortfaktors Geländeneigung in 7 Neigungsklassen reklassifiziert, wobei schon bei dieser Reklassifikation den Gridzellen der richtige Wert der Vulnerabilitätsbewertung zugewiesen wurde.

Im dritten Arbeitsschritt wurden die beiden Grids additiv verknüpft und in 5 Vulnerabilitätsklassen reklassifiziert. Tabelle 44 zeigt in der ersten Spalte die Schwellenwerte der Reklassifizierung, in der zweiten und dritten Spalte den zugewiesenen Wert und die Intensität der Vulnerabilität. Für die weiteren Analyseschritte wurde das Grid vektorisiert.

Tabelle 44: Ausscheidung der 5 Vulnerabilitätsstufen des Bodens hinsichtlich des Problems Bodenerosion.

Schwellenwerte der Reklassifikation	Stufen der Vulnerabilität	Intensität der Vulnerabilität
2 – 3	1	Hoch
4 – 6	2	
7 – 9	3	Mittel
10 – 12	4	
13 – 14	5	Gering

3.7.4 Risiko

3.7.4.1 Definition

Dieser Begriff wird in den verschiedenen Fachrichtungen sehr unterschiedlich gedeutet und führt demnach zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen. KASSEBEER (2002) wählte für sein Projekt „Georisikokarte Vorarlberg“ eine Definition, die aus der Probabilistik stammt. Demnach wird das Risiko als der Schaden bezeichnet, der dann zu verzeichnen ist, wenn ein gefährliches Ereignis auftritt (KASSEBEER, 2002). Es steht somit auf der einen Seite eine Gefahr, deren Auftretenswahrscheinlichkeit sowohl räumlich als auch zeitlich variieren kann und auf der anderen Seite ein Untersuchungsobjekt, dessen Verletzbarkeit gegenüber dieser Gefahr ebenfalls räumlich und zeitlich variieren kann. Das heißt, dass sich das Risiko aus der Kombination von Gefährdung und Vulnerabilität ergibt.

3.7.4.2 Bewertung und flächenhafte Darstellung des Risikos

3.7.4.2.1 Rotwild

Beunruhigung des Rotwildes in der Zeit mit Schneebedeckung

Zur Darstellung der Auswirkungen dieser Gefährdung wurden zwei Layer erstellt.

Im Zuge der Erstellung des ersten Layers wurde der Layer mit den Status 1 – Zonen während der Zeit mit Schneebedeckung mit dem Layer der Forststraßen kombiniert. Es wurden alle Flächen mit dem thematischen Attribut 1 (Sensibles Kerngebiet) ausgewählt, die von einer Forststraße durchschnitten werden und mit dem Wert 1 als thematisches Attribut (Risikostufe 1) belegt. Die Tabelle 45 gibt die Ausprägungen der Gefährdungs- und der Vulnerabilitätsbewertung wieder, auf denen die Ausweisung der Risikostufen basieren. In den Spalten *Stufe der Gefährdung* und *Stufe der Vulnerabilität* sind die Bezeichnungen und die zugewiesenen thematischen Attribute der Stufen der Gefährdungs- und der Vulnerabilitätsbewertung aufgelistet. Die Spalten *Bezeichnung der Stufe* enthalten die Bezeichnungen der Objekte, die bewertet wurden. Die letzte Spalte *Stufe des Risikos* enthält die Risikostufen, die auf Basis der möglichen Kombinationen der Verschneidung ausgeschieden wurden.

Tabelle 45: Ausweisung von Risikostufe für das Problem Beunruhigung des Rotwildes in der Zeit mit Schneebedeckung durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Forststraße	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1

Bei der Erstellung des zweiten Layers wurden der Layer mit den Status 1 – Zonen der Zeit mit Schneebedeckung und der Layer mit den Schitouren miteinander verschnitten. Die Flächen, auf

denen es zu einer Überschneidung der Schitourenrouten und der Status 1 – Zonen kam, erhielten den Wert 1 (Risikostufe 1) als thematisches Attribut (Tabelle 46).

Tabelle 46: Ausweisung von Risikostufe für das Problem Beunruhigung des Rotwildes in der Zeit mit Schneebedeckung durch Schitourengeher.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Schitourenroute	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1

Beunruhigung des Rotwildes zur Brunftzeit

Zur Ausweisung der Risikostufen wurde der Layer der Erreichbarkeit mit dem Layer der Brunftplätze verschnitten und die 3 möglichen Kombinationen in 3 Risikostufen (Tabelle 47) umgewandelt.

Tabelle 47: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beunruhigung des Rotwildes in der Brunftzeit durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	1
Mittel (2)	Beschwerlich	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	2
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	3

Beunruhigung des Rotwildes in der schneefreien Zeit

Zur Darstellung der Auswirkungen dieser Gefahr wurde der Layer der Erreichbarkeit und der Layer der Status 1 – und Status 2 – Zonen der schneefreien Zeit miteinander verschnitten. Auf Basis dieser Verschnidung wurden 6 Risikostufen (Tabelle 48) ausgeschieden.

Tabelle 48: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Beunruhigung des Rotwildes in der schneefreien Zeit.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	2
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	3
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	4
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	5
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	6

3.7.4.2.2 Gamswild

Beunruhigung des Gamswildes in der Zeit mit Schneebedeckung

Für die Darstellung dieses Problembereiches wurden der Layer mit den Status 2 – Zonen in der Zeit mit Schneebedeckung und der Layer der Schirouten miteinander verschnitten. Die Überschneidungsflächen bildeten in diesem Fall schon das Ergebnis (Tabelle 49).

Tabelle 49: Ausweisung von Risikostufe für das Problem Beunruhigung des Gamswildes in der Zeit mit Schneebedeckung durch Schitourengeher.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Schitourenroute	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	1

Beunruhigung des Gamswildes in der schneefreien Zeit

Zur Ausweisung der Risikostufen für diesen Problembereich wurde der Layer mit den Status 2 – Zonen in der schneefreien Zeit und der Layer der Erreichbarkeit miteinander verschnitten und auf Basis der 3 resultierenden Kombinationen 3 Risikostufen (Tabelle 50) ausgeschieden.

Tabelle 50: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Beunruhigung des Rotwildes in der schneefreien Zeit durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	1
Mittel (2)	Beschwerlich	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	2
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	3

Konkurrenzdruck auf das Gamswild

Für die Ausscheidung der Risikostufen wurde der Layer mit den Status 2 – Zonen in der schneefreien Zeit mit dem Layer der Bewahrungszone verschnitten und die 3 möglichen Kombinationen der Verschneidung als Risikostufen (Tabelle 51) ausgeschieden.

Tabelle 51: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Konkurrenzdruck auf das Gamswild durch das Weidevieh.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	1
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	2
Gering (3)	Keine Beweidung	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	3

3.7.4.2.3 Rauhußhühner

Beunruhigung der Rauhußhühner in der Zeit mit Schneebedeckung

Zur Darstellung des Risikos wurden die Layer mit den Status 1 – und den Status 2 – Zonen in der Zeit der Schneebedeckung und der Layer mit den Schirouten miteinander verschnitten. Auf den Überschneidungsflächen wurden auf Basis der möglichen Kombinationen 2 Risikostufen (Tabelle 52) ausgeschieden.

Tabelle 52: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beunruhigung der Rauhußhühner in der Zeit mit Schneebedeckung durch Schitourengeher.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Schiroute	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1
Hoch (1)	Schiroute	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	2

Beunruhigung der Rauhußhühner in der schneefreien Zeit

Für die Darstellung des Risikos dieses Problembereichs wurden die Layer mit den Status 1 – und den Status 2 – Zonen der schneefreien Zeit und der Layer der Erreichbarkeitsanalyse miteinander verschnitten. Auf den Überschneidungsflächen wurden aus den 6 möglichen Kombinationen 6 Risikostufen (Tabelle 53) generiert.

Tabelle 53: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Beunruhigung der
Rauhfußhühner in der schneefreien Zeit durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	2
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	3
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	4
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	5
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	6

Konkurrenzdruck auf das Auer-, das Birk- und das Haselwild

Für die Darstellung des Risikos dieses Problembereichs wurden die Layer mit den Status 1 – und den Status 2 – Zonen der schneefreien Zeit und der Layer der Bewahrungszone miteinander verschnitten. Auf den Überschneidungsflächen wurden aus den 6 möglichen Kombinationen 6 Risikostufen (Tabelle 54) generiert.

Tabelle 54: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Konkurrenzdruck auf die
Rauhfußhühner durch das Weidevieh.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	2
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	3
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	4
Gering (3)	Keine Beweidung	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	5
Gering (3)	Keine Beweidung	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	6

Veränderung des Lebensraumes des Auer- und des Birkwildes

Die Layer der Status 1 – und Status 2 – Zonen wurden mit dem Layer, der die Flächen der historischen Weiderechte abzüglich der Flächen der Bewahrungszone zeigt, verschnitten. Auf den Überschneidungsflächen wurden 2 Risikostufen (Tabelle 55) ausgeschieden.

Tabelle 55: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Veränderung der Lebensraumes der Rauhfußhühner.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Flächen mit historischen Weiderechten	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1
Hoch (1)	Flächen mit historischen Weiderechten	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	2

3.7.4.2.4 Amphibien

Beeinträchtigung der Amphibienbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag

Zu diesem Problembereich wurden 2 Layer erstellt.

Im Zuge der Erstellung des ersten Layers wurde der Layer mit den Status 1 – und Status 2 – Zonen mit dem Layer der Bewahrungszone verschnitten. Auf den Überschneidungsflächen wurden aus den möglichen Kombinationen 4 Risikostufen (Tabelle 56) ausgeschieden.

Tabelle 56: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der Amphibienbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch das Weidevieh.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Hoch (1)	Sensibles Kernbiotop	1
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	2
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Hoch (1)	Sensibles Kernbiotop	3
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	4

Der zweite Layer ergab sich aus der Kombination des Layers der Status 1 – und Status 2 – Zonen mit dem Layer des Wegenetzes. Es wurden jene Status 1 – Amphibienbiotope selektiert, die von einem Element des Layers des Wegenetzes berührt werden. Diese Biotope wurden danach in einen eigenen Layer abgespeichert und ihnen der Wert 1 (Risikostufe 1) als thematisches Attribut zugewiesen (Tabelle 57).

Tabelle 57: Ausweisung der Risikostufe für das Problem Beeinträchtigung der Amphibienbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Weg	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1

3.7.4.2.5 Schmetterlinge

Veränderung des Lebensraumes

Zu diesem Problembereich wurden ebenfalls 2 Layer erstellt.

Zur Darstellung des ersten Layers wurden der Layer mit den Status 1 – und Status 2 – Zonen und der Layer mit den gepufferten Forststraßen miteinander verschnitten. Auf den Überschneidungsflächen wurden zwei Risikostufen (Tabelle 58) ausgediehdien.

Tabelle 58: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Veränderung des Lebensraumes der Schmetterlinge.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Forststraße	Hoch (1)	Sensibles Kernbiotop	1
Hoch (1)	Forststraße	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	2

Der zweite Layer wurde durch die Verschnidung des Layers mit den Status 1 – und Status 2 – Zonen und des Layers der Bestandeslücken erstellt. Auf den Überschneidungsflächen wurden 2 Risikostufen (Tabelle 59) ausgediehdien.

Tabelle 59: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Veränderung des Lebensraumes der Schmetterlinge.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Bestandeslücken	Hoch (1)	Sensibles Kernbiotop	1
Hoch (1)	Bestandeslücken	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	2

Vereinheitlichung der Vegetationsbestände

Für die Darstellung dieses Problembereichs wurden der Layer der Status 1 – und Status 2 – Zonen und der Layer der Bewahrungszone miteinander verschnitten. Auf den Überschneidungsflächen wurden folgende 2 Risikostufen (Tabelle 60) ausgediehdien.

Tabelle 60: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Vereinheitlichung der Vegetationsbestände.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Hoch (1)	Sensibles Kernbiotop	1
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	2

3.7.4.2.6 Wertvolle Sonderstandorte

Beeinträchtigung der wertvollen Sonderstandorte durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag

Zu diesem Problembereich wurden 3 Layer erstellt.

Der erste Layer wurde durch die Verschneidung des Layers der wertvollen Sonderstandorte mit dem Layer der Bewahrungszone erstellt. Auf den Überschneidungsflächen wurden 6 Risikostufen (Tabelle 61) ausgedieken.

Tabelle 61: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der wertvollen Sonderstandorte durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch das Weidevieh.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	2
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	3
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	4
Gering (3)	Keine Beweidung	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	5
Gering (3)	Keine Beweidung	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	6

Der zweite Layer wurde durch die Verschneidung des Layers der wertvollen Sonderstandorte mit dem Layer der Erreichbarkeitsanalyse erstellt. Auf den Überschneidungsflächen wurden ebenfalls 6 Risikostufen (Tabelle 62) ausgedieken.

Tabelle 62: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der wertvollen Sonderstandorte durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	2
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	3
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	4
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	5
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	6

Der dritte Layer wurde durch das Verschneiden des Layers der wertvollen Sonderstandorte mit dem Layer der gepufferten Infrastruktureinrichtungen erstellt. Auf den Pufferflächen wurden 5 Risikostufen (Tabelle 63) ausgedieken.

Tabelle 63: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der wertvollen Sonderstandorte durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Markierte Wege auf Forststraßen Infrastruktur für Besucher	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1
Mittel (2)	Markierte Wege Forststraßen ohne Wegmarkierung	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	2
Hoch (1)	Markierte Wege auf Forststraßen Infrastruktur für Besucher	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	3
Mittel (2)	Markierte Wege Forststraßen ohne Wegmarkierung	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	4
Gering (3)	Unmarkierte Wege	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	5
Gering (3)	Unmarkierte Wege	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	

3.7.4.2.7 Oberflächengewässer und Feuchtbiotope

Beeinträchtigung der Oberflächengewässer und Feuchtbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag

Zur Darstellung des ersten Layers wurden der Layer mit den Status 1 – und Status 2 – Biotopen und der Layer der Erreichbarkeitsanalyse miteinander verschnitten. Auf den Überschneidungsflächen wurden 6 Risikostufen (Tabelle 64) ausgeschieden.

Tabelle 64: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der Oberflächengewässer und Feuchtbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernbiotop	1
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernbiotop	2
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	Hoch (1)	Sensibles Kernbiotop	3
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	4
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	5
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	6

Der zweite Layer entstand durch das Verschneiden des Layers der Status 1 – und Status 2 – Biotope mit den Layer der Bewahrungszone. Auf den Überschneidungsflächen wurden 4 Risikostufen (Tabelle 65) ausgeschieden.

Tabelle 65: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der Oberflächengewässer und Feuchtbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch das Weidevieh.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Hoch (1)	Sensibles Kernbiotop	1
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Hoch (1)	Sensibles Kernbiotop	2
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	3
Gering (3)	Keine Beweidung	Gering (2)	Bedeutendes Verbreitungsareal	4

Für die Erstellung des dritten Layers wurden aus dem Layer der Status 1 – und Status 2 – Biotope jene Status 1 – Biotope selektiert, die von einem Element des Wegenetzes geteilt werden, und in einem eigenen Layer abgespeichert. Den Flächen dieses neuen Layers wurde der Wert 1 (Risikostufe 1) als thematisches Attribut zugewiesen (Tabelle 66).

Tabelle 66: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der Oberflächengewässer und Feuchtbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Weg	Hoch (1)	Sensibles Kernareal	1

3.7.4.2.8 Karstwasser

Schadstoffeintrag in das Karstwasser

Für diesen Problembereich wurden 4 Layer erstellt.

Der erste Layer wurde durch die Verschneidung des Layers der 5 Vulnerabilitätsstufen des Karstwassers mit jenem der Erreichbarkeitsanalyse erstellt. Die 15 möglichen Kombinationen wurden zu 5 Risikostufen (Tabelle 67) zusammengeschlossen.

Tabelle 67: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität	Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Leicht erreichbar	1	1
Hoch (1)	Leicht erreichbar	2	
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	1	
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	2	
Hoch (1)	Leicht erreichbar	3	2
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	3	
Hoch (1)	Leicht erreichbar	4	3
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	4	
Hoch (1)	Leicht erreichbar	5	4
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	5	
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	1 – 5	5

Im Zuge der Erstellung des zweiten Layers wurden der Layer der 5 Vulnerabilitätsstufen des Karstwassers und der Layer der gepufferten Infrastruktureinrichtungen miteinander verschnitten. Auf den Pufferflächen wurden die 15 möglichen Kombinationen auf 5 Risikostufen (Tabelle 68) zusammengefasst.

Tabelle 68: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität	Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Markierte Wege auf Forststraßen Infrastruktur für Besucher	1	1
Mittel (2)	Markierte Wege Forststraßen ohne Wegmarkierung	1	
Hoch (1)	Markierte Wege auf Forststraßen Infrastruktur für Besucher	2	
Mittel (2)	Markierte Wege Forststraßen ohne Wegmarkierung	2	
Hoch (1)	Markierte Wege auf Forststraßen Infrastruktur für Besucher	3	2
Mittel (2)	Markierte Wege Forststraßen ohne Wegmarkierung	3	
Hoch (1)	Markierte Wege auf Forststraßen Infrastruktur für Besucher	4	3
Mittel (2)	Markierte Wege Forststraßen ohne Wegmarkierung	4	
Hoch (1)	Markierte Wege auf Forststraßen Infrastruktur für Besucher	5	
Mittel (2)	Markierte Wege Forststraßen ohne Wegmarkierung	5	
Gering (3)	Unmarkierter Weg	1	4
Gering (3)	Unmarkierter Weg	2	
Gering (3)	Unmarkierter Weg	3	
Gering (3)	Unmarkierter Weg	4	5
Gering (3)	Unmarkierter Weg	5	

Der vierte Layer kombiniert den Layer der 5 Vulnerabilitätsstufen des Karstwassers und den Layer der Bewahrungszone. Es wurden 7 Risikostufen (Tabelle 69) ausgewiesen.

Tabelle 69: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch das Weidevieh.

Gefährdung		Vulnerabilität	Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	1	1
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	2	
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	3	2
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	4	3
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	5	
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	1	4
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	2	
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	3	5
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	4	6
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	5	
Gering (3)	Keine Beweidung	1 – 5	7

Für die Darstellung der Auswirkungen des Schadstoffeintrags des Rotwildes wurden der Layer der 5 Vulnerabilitätsstufen des Karstwassers und jener der Sommer- und Wintereinstände miteinander kombiniert. Auf den Flächen der Einstände wurden 7 Risikostufen (Tabelle 70) ausgeschieden.

Tabelle 70: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch das Rotwild.

Gefährdung		Vulnerabilität	Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Wintereinstand des Rotwildes	1	1
Mittel (2)	Sommereinstand des Rotwildes	1	
Hoch (1)	Wintereinstand des Rotwildes	2	
Mittel (2)	Sommereinstand des Rotwildes	2	
Hoch (1)	Wintereinstand des Rotwildes	3	2
Mittel (2)	Sommereinstand des Rotwildes	3	3
Hoch (1)	Wintereinstand des Rotwildes	4	4
Mittel (2)	Sommereinstand des Rotwildes	4	5
Hoch (1)	Wintereinstand des Rotwildes	5	6
Mittel (2)	Sommereinstand des Rotwildes	5	7

3.7.4.2.9 Boden

Bodenverdichtung

Zur Darstellung dieses Problembereichs wurden einerseits die Böden mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss und andererseits die Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss beziehungsweise mit Stau- oder Tagwassereinfluss getrennt behandelt. Im Zuge der Erstellung der ersten Layer wurden die beiden Layer mit den 3 Vulnerabilitätsstufen mit dem Layer der Bewahrungszone verschnitten. Auf den Überschneidungsflächen wurden 6 Risikostufen

(Tabelle 71) ausgedient. Die Bewahrungszone am Zöbelboden wurde nicht berücksichtigt, weil es auf dieser Fläche keine Beweidung gibt.

Tabelle 71: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenverdichtung durch das Weidevieh.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Hoch (1)	Böden über 20 cm mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	1
			Böden über 20 cm mit Stau- oder Tagwassereinfluss	
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Mittel (2)	Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	2
			Böden über 20 cm mit deutlichem Braunlehmeinfluss	
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	Gering (3)	Böden bis 10 cm eff. Gründigkeit	3
			Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit deutlichem Braunlehmeinfluss	
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Hoch (1)	Böden über 20 cm mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	4
			Böden über 20 cm mit Stau- oder Tagwassereinfluss	
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Mittel (2)	Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	5
			Böden über 20 cm mit deutlichem Braunlehmeinfluss	
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	Gering (3)	Böden bis 10 cm eff. Gründigkeit	6
			Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit deutlichem Braunlehmeinfluss	

Die zweiten Layern wurden durch die Verschneidung der beiden Layer mit dem Layer der Erreichbarkeitsanalyse erstellt. Auf den Überschneidungsflächen wurden 5 Risikostufen (Tabelle 72) ausgedient.

Tabelle 72: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenverdichtung durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Hoch (1)	Böden über 20 cm mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	1
			Böden über 20 cm mit Stau- oder Tagwassereinfluss	
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	Hoch (1)	Böden über 20 cm mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	
			Böden über 20 cm mit Stau- oder Tagwassereinfluss	
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Mittel (2)	Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	2
			Böden über 20 cm mit deutlichem Braunlehmeinfluss	
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	Mittel (2)	Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	3
			Böden über 20 cm mit deutlichem Braunlehmeinfluss	
Hoch (1)	Leicht erreichbar	Gering (3)	Böden bis 10 cm eff. Gründigkeit	4
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	Gering (3)	Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit deutlichem Braunlehmeinfluss	

Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	Hoch (1) Mittel (2) Gering (3)	Böden mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	5
			Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss und Böden mit Stau- oder Tagwassereinfluss	

Der dritte Layer entstand durch die Verschneidung der beiden Layer mit dem Layer der gepufferten (markierten und unmarkierten) Wege. Auf den Überschneidungsflächen wurden 5 Risikostufen (Tabelle 73) ausgeschieden.

Tabelle 73: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenverdichtung durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität		Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Bezeichnung der Stufe	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Markierter Weg	Hoch (1)	Böden über 20 cm mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	1
			Böden über 20 cm mit Stau- oder Tagwassereinfluss	
Hoch (1)	Markierter Weg	Mittel (2)	Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	2
			Böden über 20 cm mit deutlichem Braunlehmeinfluss	
Gering (2)	Unmarkierter Weg	Hoch (1)	Böden über 20 cm mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	3
			Böden über 20 cm mit Stau- oder Tagwassereinfluss	

Gering (2)	Unmarkierter Weg	Mittel (2)	Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	4
			Böden über 20 cm mit deutlichem Braunlehmeinfluss	
Hoch (1)	Markierter Weg	Gering (3)	Böden bis 10 cm eff. Gründigkeit	5
			Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit deutlichem Braunlehmeinfluss	
Gering (2)	Unmarkierter Weg	Gering (3)	Böden bis 10 cm eff. Gründigkeit	
			Böden zwischen 10 und 20 cm eff. Gründigkeit mit deutlichem Braunlehmeinfluss	

Bodenerosion

Zur Darstellung dieses Problembereichs wurden 3 Layer erstellt. Der erste Layer zeigt den Problembereich Bodenerosion durch das Weidevieh. Dazu wurde der Layer mit den 5 Vulnerabilitätsstufen mit dem Layer der Bewahrungszone verschnitten. Auf den Flächen der Bewahrungszone wurden danach auf Basis der 15 möglichen Kombinationen 7 Risikostufen (Tabelle 74) ausgewiesen.

Tabelle 74: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenerosion durch das Weidevieh.

Gefährdung		Vulnerabilität	Risiko
Stufe der Gefährdung	Bezeichnung der Stufe	Stufe der Vulnerabilität	Stufe des Risikos
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	1	1
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	2	
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	3	2
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	4	3
Hoch (1)	Hohe Bestoßungszahlen	5	

Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	1	4
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	2	
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	3	5
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	4	6
Mittel (2)	Mittlere bis geringe Bestoßungszahlen	5	
Gering (3)	Keine Beweidung	1 – 5	7

Der zweite und dritte Layer behandelt den Problembereich Bodenerosion durch den Menschen. Für die Erstellung des zweiten Layers wurde der Layer mit den 5 Vulnerabilitätsstufen und der Layer der Erreichbarkeit miteinander verschnitten. Auf Basis der 15 möglichen Kombinationen wurden 6 Risikostufen (Tabelle 75) ausgeschieden.

Tabelle 75: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenerosion durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität	Risiko
Stufen der Gefährdung	Bezeichnung der Stufen	Stufen der Vulnerabilität	Stufen des Risikos
Hoch (1)	Leicht erreichbar	1	1
Hoch (1)	Leicht erreichbar	2	
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	1	2
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	2	
Hoch (1)	Leicht erreichbar	3	3
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	3	4
Hoch (1)	Leicht erreichbar	4	5
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	4	
Hoch (1)	Leicht erreichbar	5	
Mittel (2)	Beschwerlich erreichbar	5	
Gering (3)	Mehr oder weniger unerreichbar	1 – 5	6

Für die Erstellung des dritten Layers wurde der Layer mit den 5 Vulnerabilitätsstufen und der Layer mit den gepufferten (markierten und nicht markierten) Wanderwegen miteinander verschnitten. Innerhalb der Fläche des 20 Meter Puffers um die Wege wurden auf Basis der 10 möglichen Kombinationen 6 Risikostufen (Tabelle 76) ausgeschieden.

Tabelle 76: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenerosion durch den Menschen.

Gefährdung		Vulnerabilität	Risiko
Stufen der Gefährdung	Bezeichnung der Stufen	Stufen der Vulnerabilität	Stufen des Risikos
Hoch (1)	Markierter Wanderweg	1	1
Hoch (1)	Markierter Wanderweg	2	
Hoch (1)	Markierter Wanderweg	3	2
Gering (2)	Unmarkierter Wanderweg	1	3
Gering (2)	Unmarkierter Wanderweg	2	
Gering (2)	Unmarkierter Wanderweg	3	4

Hoch (1)	Markierter Wanderweg	4	5
Gering (2)	Unmarkierter Wanderweg	4	
Hoch (1)	Markierter Wanderweg	5	6
Gering (2)	Unmarkierter Wanderweg	5	

4 Statistische Modelle und deren Visualisierung

4.1 Erläuterung der Modellvariablen

In den folgenden Unterkapiteln werden nur jene Variablen erläutert, die in die Modelle eingehen.

4.1.1 Seehöhe

Der Parameter *Seehöhe* wurde aus dem modifizierten Höhenmodell abgeleitet und gibt die Seehöhe wieder.

4.1.2 Neigung

Der Parameter *Neig (Grad)* wurde aus dem modifizierten Höhenmodell abgeleitet und gibt die Geländeneigung wieder.

4.1.3 Exposition

Die Dummy – Variablen in Tabelle 77 wurden aus dem modifizierten Höhenmodell abgeleitet und geben die Himmelsrichtungen wieder, die in der Spalte *Exposition* angeführt sind. In der Spalte *Modellvariablen* sind die Bezeichnungen der Variablen aufgelistet. Die Variable Expo: SW + W gibt jene Geländebereiche wieder, die hohe potentielle

Tabelle 77: Modellvariablen, die die Exposition wiedergeben.

Modellvariablen	Exposition
Expo: N	Nord
Expo: NO	Nordost
Expo: O	Ost
Expo: S	Süd
Expo: SW	Südwest
Expo: W	West
Expo: SW + W	Südwest und West

4.1.4 Potentielle Globalstrahlung

Die Variablen in Tabelle 78 geben die Menge der potentiellen Globalstrahlung in WH/m^2 am Tag der Tagundnachtgleiche und der Wintersonnenwende wieder. Die Werte dieses Standortfaktors wurden mit Hilfe des Solar Analyst (FU, RICH, 2000) berechnet.

Tabelle 78: Modellvariablen, die die potentielle Globalstrahlung wiedergeben.

Modellvariablen	Exposition
Glbstr: Tgntgl	Tagundnachtgleiche
Glbstr: Wiso	Wintersonnenwende

4.1.5 Vegetation

WÖBT: Weide

Der Parameter *WÖBT: Weide* wurde im Zuge der Luftbildinterpretation erhoben. Als Abgrenzungsmerkmale zu den anderen Wildökologischen Bestandestypen wurde festgelegt, dass auf diesen Flächen die Beweidung erkennbar sein muss und die Überschirmung der Flächen durch Sträucher (inkl. Latschen) und Bäume nicht mehr als 30% betragen darf.

WÖBT: Veg extrem

Der Parameter *WÖBT: Veg extrem* wurde im Zuge der Modellbildung generiert und setzt sich aus folgenden Wildökologischen Bestandestypen zusammen:

- WÖBT 10: Vegetationsarme Fläche
- WÖBT 20: Ungenutzte Grünfläche
- WÖBT 130: Latschenfläche

4.1.6 Geologie

Die Variablen, die in der Spalte *Modellvariablen* der Tabelle 79 aufgelistet sind, basieren auf der modifizierten Gruppierung der geologischen Substrate (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) und gehen in das Modell der effektiven Gründigkeit ein. In der Spalte *Gesteinsgruppen* sind die Gesteinsgruppen aufgelistet, die im Zuge der Bildung der 4 Variablen aggregiert wurden.

Tabelle 79: Binäre geologische Variablen für die Modellierung der effektiven Gründigkeit.

Modellvariablen	Gesteinsgruppen
Geo_gruend: 1	Grobkörniges und klastisches Lockergestein
Geo_gruend: 2	Reine Kalke Talfüllungen, Moränen
Geo_gruend: 4	Mergelkalken bzw. Mergel Mergelkalken bzw. Mergel bzw. Kieselgesteine
Geo_gruend: 6	Tonige Gesteine, Mergel Mergel bzw. Sandsteine Kieselige Gesteine

Geo_pedo: ges

Die Variable *Geo_pedo: ges* basiert ebenfalls auf der modifizierten Gruppierung der geologischen Substrate (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998). Die Grundlage für die Kategorien der Variable *Geo_pedo: ges* bilden die Gruppen, die für die Modellierung der effektiven Gründigkeit erstellt wurden. Nur wurden bei der Variablen *Geo_pedo: ges* alle Einheiten der geologischen Karte berücksichtigt. Diese modifizierte Gruppierung umfasst die 6 geologischen Kategorien, die in Tabelle 80 aufgelistet sind.

Tabelle 80: Gruppierung der geologischen Einheiten für die Modellierung der Bodentypen.

Modellvariablen	Gesteinsgruppen
Geo_pedo: 1	Lockergestein
Geo_pedo: 2	Talfüllungen, Moränen Sedimente (feinkörnig und gemischtkörnig) Reine Kalke Reine Kalke bzw. verunreinigte Karbonate
Geo_pedo: 3	Verunreinigte Karbonate Verunreinigte Kalke bzw. Dolomite Verunreinigte Kalke bzw. Kieselgesteine
Geo_pedo: 4	Mergelkalken bzw. Mergel Mergelkalken bzw. Mergel bzw. Kieselgesteine
Geo_pedo: 5	Dolomit
Geo_pedo: 6	Tonige Gesteine, Mergel Mergel bzw. Sandsteine Kieselige Gesteine

Die Variablen der Spalte *Modellvariablen* in Tabelle 81 basieren auf der zuvor erläuterten Gruppierung. Der Unterschied zur Modellvariablen *Geo_pedo: ges* besteht darin, dass sie als binäre Variablen in die Modelle eingehen.

Tabelle 81: Binäre geologische Variablen für die Modellierung der Bodentypen.

Modellvariablen	Gesteinsgruppen
Geo_pedo: 2	Talfüllungen und Moränen Sedimente (feinkörnig und gemischtkörnig) Reine Kalke Reine Kalke bzw. verunreinigte Karbonate
Geo_pedo: 3	Verunreinigte Karbonate Verunreinigte Kalke bzw. Dolomite Verunreinigte Kalke bzw. Kieselgesteine
Geo_pedo: 4	Mergelkalken bzw. Mergel Mergelkalken bzw. Mergel bzw. Kieselgesteine
Geo_pedo: 6	Tonige Gesteine, Mergel Mergel bzw. Sandsteine Kieselige Gesteine

Geo_pnv: ges

Die Variable *Geo_pnv: ges* basiert einerseits auf der modifizierten Gruppierung der geologischen Substrate (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) und andererseits auf der Gruppierung der Variablen *Geo_pedo: ges*. Diese Gruppierung wurde für die Modellierung der potentiell natürlichen Vegetation etwas verändert (Tabelle 82).

Tabelle 82: Gruppierung der geologischen Einheiten für die Modellierung der potentiell natürlichen Vegetation.

Modellvariablen	Gesteinsgruppen
Geo_pnv: 1	Lockergestein Talfüllungen, Moränen Sedimente (feinkörnig und gemischtkörnig)
Geo_pnv: 2	Reine Kalke Reine Kalke bzw. verunreinigte Karbonate
Geo_pnv: 3	Verunreinigte Karbonate Verunreinigte Kalke bzw. Dolomite Verunreinigte Kalke bzw. Kieselgesteine
Geo_pnv: 4	Mergelkalken bzw. Mergel Mergelkalken bzw. Mergel bzw. Kieselgesteine
Geo_pnv: 5	Dolomit
Geo_pnv: 6	Tonige Gesteine, Mergel Mergel bzw. Sandsteine Kieselige Gesteine

Der Unterschied zur Gruppierung, die bei der Modellierung der Bodentypen verwendet wurde, liegt darin, dass die Gruppen Talfüllungen bzw. Moränen und Sedimente (fein- und gemischtkörnig) zur Gruppe Lockergesteine (meist grobkörnig und karbonatisch) gegeben wurden. Die Modellvariablen der Tabelle 83 gehen als binäre Variable in die Modelle ein.

Tabelle 83: Binäre geologische Variablen der Modellierung der potentiell natürlichen Vegetation.

Modellvariablen	Gesteinsgruppen
Geo_pnv: 1	Lockergesteinen (meist grobkörnig und karbonatisch) Talfüllungen, Moränen Sedimente (feinkörnig und gemischtkörnig)
Geo_pnv: 2	Reine Kalke Reine Kalke bzw. verunreinigte Karbonate
Geo_pnv: 5	Dolomit

4.1.7 Geomorphologie

Geom: Dol klein

Die Variable *Geom: Dol klein* wurde im Zuge der geomorphologischen Kartierung (HASEKE, 1994) erhoben und zeigt die Flächen mit Kleindolinen (Durchmesser 5 bis 10 Meter).

Geom: Dol mittel

Die Variable *Geom: Dol mittel* wurde im Zuge des Projekts „Implementierung und Bewertung von naturräumlichen Grundlagendaten“ (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) aus der geomorphologischen Karte abgeleitet und setzt sich aus folgenden geomorphologischen Einheiten zusammen.

- L16 Cockpitartige „Sterndoline“
- L18 Kleindolinen (Durchmesser 5 bis 10 Meter)

Sie wurde von KATZENSTEINER und MITTERBÖCK (1998) als Zone von Dolinen und Karsttälern bezeichnet und kennzeichnet somit jene Fläche, in der Verkarstungsprozesse wirksam waren und noch sind.

Geom: Dol intensiv

Die Variable *Geom: Dol intensiv* wurde ebenfalls im Zuge des Projekts „Implementierung und Bewertung von naturräumlichen Grundlagendaten“ (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) aus der geomorphologischen Karte abgeleitet und setzt sich aus folgenden geomorphologischen Einheiten zusammen.

- L15 Kessel-, Schachtdoline
- L17 Karstgasse
- L24 Blindschaft, Schachtdoline (Durchmesser über 20 Meter)

Sie wurde von KATZENSTEINER und MITTERBÖCK (1998) als Zone intensiver Dolinenfelder, Karstgassen und Schächte bezeichnet.

Geom: Karren leicht

Die Variable *Geom: Karren leicht* wurde wie die Variablen *Geom: Dol intensiv* und *Geom: Dol mittel* von KATZENSTEINER und MITTERBÖCK (1998) gebildet und kombiniert die geomorphologischen Einheiten

- L5 Wellen-, Wurzelkarren in tieferen Lagen
- L10 Frostscherben, zerstörte Karren.

Geom: Karren stark

Die Variable *Geom: Karren stark* wurde im Zuge des Projekts „Implementierung und Bewertung von naturräumlichen Grundlagendaten“ von KATZENSTEINER und MITTERBÖCK (1998) aus folgenden geomorphologischen Einheiten gebildet.

- L7 Loch-, Hohlkarren, Karrenröhren, Kamenitza
- L9 First-, Rillenkarren
- L11 Karrenblöcke, zerlegte Karren, „autochthones“ Blockwerk

Sie zeigt jene Flächen, die durch starke Karrenbildung und Verkarstung geprägt sind.

Geom: Schutt kantig

Die Variable *Geom: Schutt kantig* wurde im Zuge der geomorphologischen Kartierung (HASEKE, 1994) erhoben und zeigt die Flächen mit abgelagertem Wildbachschutt und die Lage von Schwemmkegeln. Der Zusatz *kantig* bezieht sich auf die Form des Gesteinsmaterials.

Geom: Mech Geländefo

Der Parameter *Geom: Mech Geländefo* wurde im Zuge der Modellbildung generiert und setzt sich aus den Flächen folgender geomorphologischer Einheiten zusammen:

- L58 Rutschflächen, Abgleitung, Plaike
- L69 Blockfeld, Bergsturzgebiet, Tomalandschaft
- L71 Versandeter bis kolmatierter Schutt oder Grus
- L72. Rutschkörper, Rutschzungen (Weichgesteine)
- L 73 Bodenkolluvien, zusammenhängende Bodendecke im Karst

Im Gelände markiert dieser Parameter jene Flächen, auf denen es im Zuge von geomorphologischen Abtragungserscheinungen zu einer Akkumulation von Boden- und Gesteinsmaterial kam.

4.1.8 Diskussion

In diesem Kapitel werden nur jene Variablen diskutiert, die im Zuge der Modellbildung neu erstellt wurden. Die Variable *WÖBT: Veg extrem* wurde für die Modellierung der Bodentypen und der effektiven Gründigkeit erstellt. Ihre Generierung basiert auf der Beobachtung, dass die oben genannten 3 WÖBT – Typen, die Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss und die Böden mit geringer effektiven Gründigkeit häufig auf den gleichen Standorten zu finden sind.

Die Aggregation bestimmter geologischer Einheiten musste deshalb vorgenommen werden, weil einige geologische Einheiten aufgrund ihrer geringen flächenhaften Ausdehnung und der damit verbundenen geringen Häufigkeit im Modelldatensatz statistisch nicht verwertbar waren. Bei der Aggregation wurden die Mittelwerte der effektiven Gründigkeiten der Böden in den einzelnen geologischen Einheiten verglichen und geologische Einheiten mit ähnlichen Mittelwerten zusammengefasst. Die Gruppierung, die für die Modellierung der Bodentypen verwendet wurde, basiert ebenfalls auf dieser Aggregation. Der Unterschied zur Gruppierung für die effektive Gründigkeit besteht darin, dass alle geologischen Einheiten, die auf der Fläche des Nationalparks vorkommen, berücksichtigt wurden. Die Zuweisung der Einheiten, die nicht im Datensatz vorkommen, erfolgte über die Typisierung, die von KATZENSTEINER und MITTERBÖCK (1998) vergeben wurde. Für die Modellierung der potentiell natürlichen Vegetation wurde diese Gruppierung geringfügig geändert, wobei diese Änderungen auf Häufigkeitsvergleichen der modellierten Gesellschaften in bezug auf ihren geologischen Untergrund basierten.

Die dritte Variable *Geom: Mech Geländefo* wurde deshalb generiert, weil die einzelnen geomorphologischen Einheiten dieser Variablen aufgrund ihrer geringen flächenhaften Ausdehnung und der damit verbundenen geringen Häufigkeit im Modelldatensatz statistisch nicht verwertbar waren. Die Begründung, auf der die Aggregation basiert, ist jene, dass es auf

diesen Flächen im Zuge von geomorphologischen Abtragungerscheinungen zu einer Akkumulation von Boden- und Gesteinsmaterial kam.

4.2 Modellierung der effektiven Gründigkeit

Für die Modellierung der effektiven Gründigkeit wurde die statistische Methode der multiplen linearen Regressionsanalyse herangezogen. Die Auswahl der Variablen erfolgte mit der Methode *Schrittweise* durch das Statistikprogramm SPSS. Danach wurden die aufgenommenen Variablen einer sachlogischen Prüfung unterzogen.

4.2.1 Ergebnisse

Die Spalte *R – Quadrat* (Tabelle 84) enthält das Bestimmtheitsmaß (R^2) des Modells. Die nächste Spalte *Korrigiertes R – Quadrat* zeigt das korrigierte R^2 .

Tabelle 84: R^2 , korrigiertes R^2 des Modells der effektiven Gründigkeit.

R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat
.223	.214

Die Tabelle 85 zeigt die Werte für die Berechnung der (empirischen) Testgröße des F – Tests, die berechnete empirische Testgröße und den Signifikanzwert des F – Tests. In der Spalte *Quadratsumme* ist die quadrierte Gesamtstreuung (*Gesamt*) in die erklärte (*Regression*) und die unerklärte Streuung (*Residuen*) aufgeschlüsselt. Werden diese beiden Werte durch die Freiheitsgrade, die in der Spalte *df* aufgelistet sind, dividiert, dann erhält man in der Spalte *Mittel der Quadrate* die Varianz der erklärten und der unerklärten Streuung. Der Quotient aus diesen beiden Werten, ergibt schlussendlich den berechneten (empirischen) F – Wert, der in der Spalte *F* angeführt ist. Die Spalte *Signifikanz* enthält die statistische Signifikanz dieses Wertes.

Tabelle 85: Werte des F – Tests.

	Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
Regression	37416.919	8	4677.115	25.177	.000
Residuen	130222.950	701	185.767		
Gesamt	167639.869	709			

Die wichtigste Information der Tabelle 86 befindet sich in der Spalte *Nicht stand. Koeff.* und enthält die nicht standardisierten Regressionskoeffizienten der unabhängigen Modellvariablen. Die Spalte *Stand. Koeff.* enthält die standardisierten Regressionskoeffizienten. Die Spalte *T* zeigt die (empirischen) Testgrößen der unabhängigen Variablen, die im Zuge des T – Tests ermittelt werden. Die nächste Spalte *Sig.* gibt die statistische Signifikanz dieser empirischen Werte wieder. Von den berechneten Werten des T – Tests hängen auch die Werte des 95% Konfidenzintervalls ab, welche in den Spalten *Untergrenze* und *Obergrenze* zu finden sind. Die

letzten beiden Spalten (*Tol.*, *VIF*) enthalten die Werte der Gütemaße Toleranz der Variablen und Variance Inflation Factor.

Tabelle 86: Regressionskoeffizienten des Modells der effektiven Gründigkeit und die davon abgeleiteten statistischen Gütemaße.

Modell-variablen	Nicht stand. Koeff.	Stand. Koeff.	T	Sig.	95% - Konfidenz-Intervall für B		Kollinearitäts-Statistik	
	B	Beta			Unter-Grenze	Ober-Grenze	Tol.	VIF
Konstante	24.722		11.99	.000	20.676	28.769		
Neig (Grad)	-.169	-.098	-2.77	.006	-.289	-.049	.875	1.143
WÖBT: Weide	17.574	.198	5.69	.000	11.515	23.633	.915	1.093
WÖBT: Veg extrem	-5.205	-.084	-2.47	.014	-9.341	-1.068	.954	1.049
Geom: Mech Gelände	8.684	.216	4.04	.000	4.467	12.900	.389	2.573
Geo_gruend: 1	-4.376	-.124	-2.20	.028	-8.278	-.473	.350	2.858
Geo_gruend: 2	-7.355	-.189	-5.16	.000	-10.155	-4.555	.822	1.217
Geo_gruend: 4	6.251	.104	2.98	.003	2.131	10.371	.908	1.102
Geo_gruend: 6	14.673	.215	6.17	.000	10.003	19.342	.913	1.095

Die Tabelle 87 enthält einerseits die Korrelationskoeffizienten nach Pearson für die unabhängigen Variablen und andererseits die statistische Signifikanz dieser Werte. In der Spalte *part. Korrkoeff.* sind die partiellen Korrelationskoeffizienten zwischen der abhängigen Variable und den einzelnen unabhängigen Variablen angegeben.

Tabelle 87: Korrelationskoeffizienten und deren Signifikanz für die unabhängigen Variablen.

	part. Korrkoeff.	WÖBT: Weide	Geom: Mech Geländeform	WÖBT: Veg extrem	Neig (Grad)	Geo_gruend: 1	Geo_gruend: 6	Geo_gruend: 4	Geo_gruend: 2
WÖBT: Weide	.210 .000	1.000	.172 .000	-.048 .103	-.239 .000	.157 .000	.066 .040	-.017 .321	-.006 .440
Geom: Mech Geländeform	.151 .000		1.000	.025 .256	-.197 .000	.780 .000	-.094 .006	-.128 .000	-.219 .000
WÖBT: Veg extrem	-.093 .014			1.000	-.054 .075	.053 .078	-.063 .046	.015 .342	.156 .000
Neig (Grad)	-.104 .006				1.000	-.234 .000	-.097 .005	-.062 .050	.080 .017
Geo_gruend: 1	-.083 .028					1.000	-.139 .000	-.160 .000	-.286 .000
Geo_gruend: 6	.227 .000						1.000	-.065 .041	-.117 .001
Geo_gruend: 4	.112 .003							1.000	-.135 .000
Geo_gruend: 2	-.191 .000								1.000

Abbildung 45 zeigt die Häufigkeitsverteilung der standardisierten Residuen und den Verlauf der Normalverteilungskurve.

Histogramm

Abhängige Variable: Effektive Gründigkeit

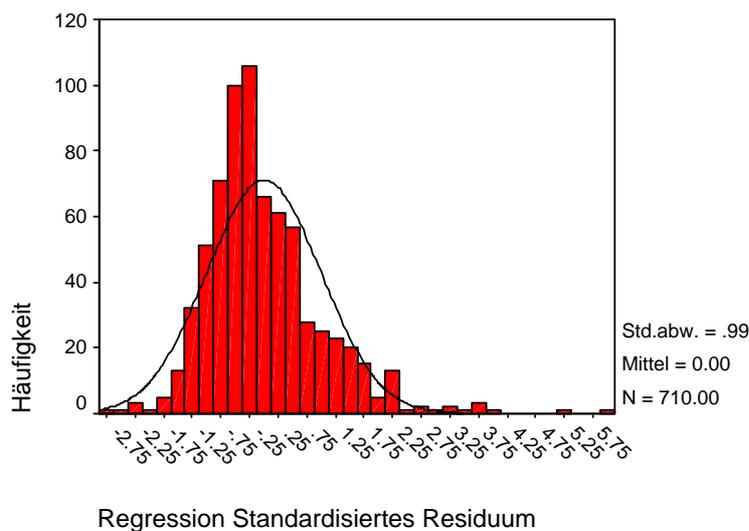


Abbildung 45: Darstellung der Häufigkeitsverteilung der standardisierten Residuen.

Abbildung 46 zeigt eine Gegenüberstellung der nicht standardisierten Residuen und der nicht standardisierten geschätzten effektiven Gründigkeiten.

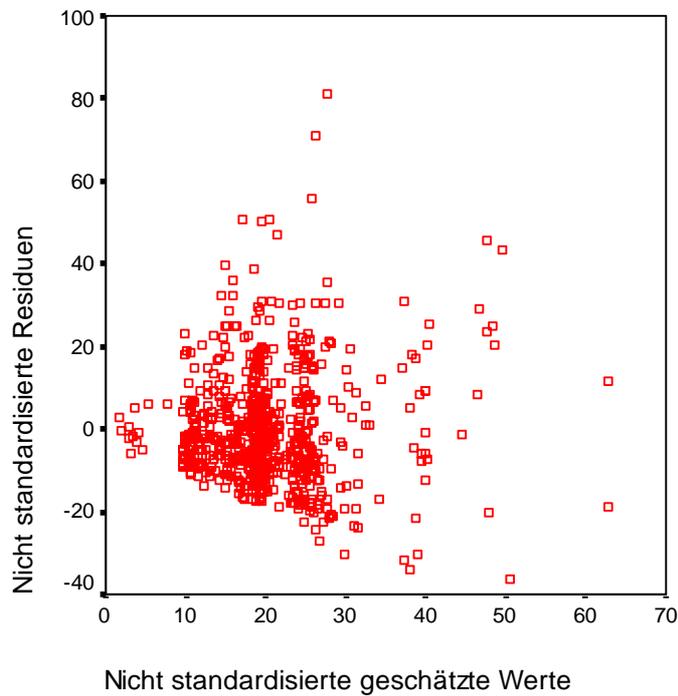


Abbildung 46: Darstellung der nicht standardisierten Residuen und der nicht standardisierten geschätzten Werte.

Abbildung 47 zeigt die Zusammenhänge des Modells, die mit Hilfe der Grids der einzelnen Modellvariablen visualisiert wurden. Im letzten Schritt wurde dieses Grid zuerst in 5 Gründigkeitsklassen reklassifiziert und dann mit dem Grid des WÖBT – Typs Vegetationsarme Flächen kombiniert. Die Gridzellen dieses WÖBT – Typs und die Gridzellen, deren Flächen von einem Gewässer berührt werden, wurden zur ersten Gründigkeitsklasse zusammengeschlossen. Diese Klasse soll die Flächen initialer Bodenbildung darstellen.

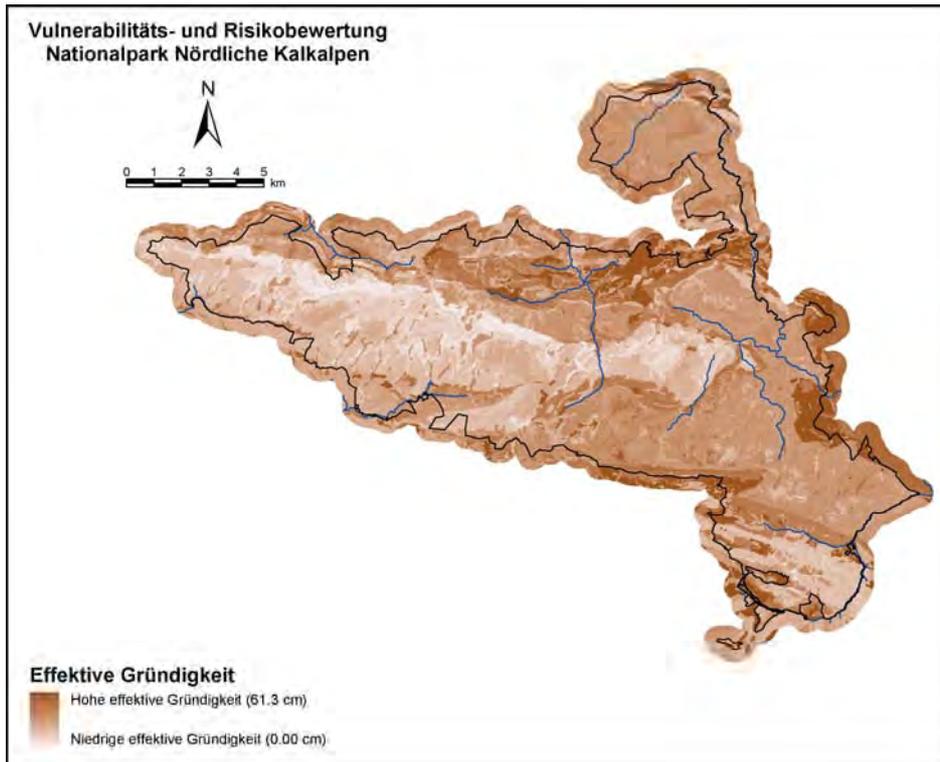


Abbildung 47: Flächenhafte Visualisierung des Modells der effektiven Grundigkeit.

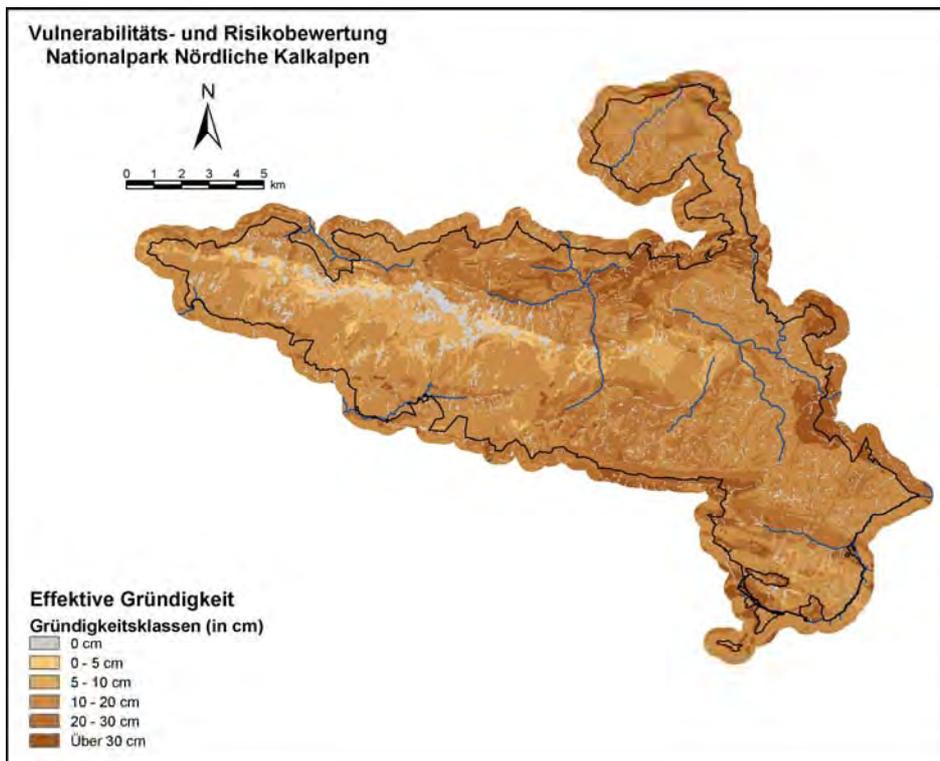


Abbildung 48: Reklassifikation in 5 Grundigkeitsklassen und Kombination mit den Flächen initialer Bodenbildung.

4.2.2 Diskussion

Im Zuge der Regressionsanalyse wird das Bestimmtheitsmaß (R^2) dazu verwendet, um die Anpassung der Regressionsfunktion an den Datensatz („goodness of fit“) zu prüfen. Beim vorliegenden Modell beträgt das Bestimmtheitsmaß .223. Dieser Wert sagt aus, dass 22.3% der Varianz der abhängigen Variablen durch die unabhängigen Variablen erklärt werden. Für diesen niedrigen Wert gibt es mehrere Gründe. So wurde das ursprüngliche Aufnahmepersonal zwar von den gleichen Personen eingeschult, trotzdem ging bei den Aufnahmen eine gewisse (unerwünschte) Individualität ein, die auf den unterschiedlichen Wissenstand und die Genauigkeit der Kartierer zurückzuführen ist. Zudem wurden im Laufe der Jahre neue Kartierer aufgenommen, die nicht mehr von den Verfassern des Inventurschlüssels eingeschult wurden. Dies führt dazu, dass einerseits die Qualität und andererseits die Einheitlichkeit der Daten unterschiedlich sind. Weiters erfüllen nicht alle Daten die Voraussetzungen, die für eine qualitativ gute Modellierung notwendig sind. In diesem Zusammenhang ist vor allem das Höhenmodell zu nennen, welches den kleinräumigen Wechsel der unterschiedlichen Standorte des Nationalparks nicht wiedergeben kann.

Das korrigierte Bestimmtheitsmaß berücksichtigt die Tatsache, dass jede Variable, die neu in das Modell aufgenommen wird, einen bestimmten Anteil der Restvarianz erklären und somit auch das R^2 erhöht kann. Deshalb wird das Bestimmtheitsmaß um einen Korrekturmaß verringert, dessen Größe von der Zahl der Beobachtungen und der Regressoren abhängt. Im vorliegenden Modell ist in erster Linie die Stichprobengröße dafür verantwortlich, dass sich diese Abnahme in Grenzen hält. Das korrigierte Bestimmtheitsmaß beträgt .214.

Im nächsten Schritt wird mit Hilfe des F – Tests die Frage geklärt, ob das vorliegende Modell auch für die Grundgesamtheit gilt. Da p mit .000 hochsignifikant ist, kann die Nullhypothese H_0 verworfen und die Alternativhypothese angenommen werden. Diese besagt, dass die Zusammenhänge, die sich auf Basis der Stichprobe ergeben, auch für die Grundgesamtheit gelten. Wie beim korrigierten Bestimmtheitsmaß wirkt sich auch beim F – Test die hohe Zahl an Freiheitsgraden und damit auch die verhältnismäßig große Anzahl an Inventurpunkten, die für die Modellbildung zur Verfügung stand, positiv auf die Signifikanz des F – Tests aus.

Auf Basis der Ergebnisse des T – Tests wird die Nullhypothese H_0 geprüft, ob die Werte der einzelnen Regressionskoeffizienten in der Grundgesamtheit bei einer bestimmten Irrtumswahrscheinlichkeit Null sind. Im vorliegenden Modell kann für alle Variablen diese H_0 abgewiesen werden. Das heißt, dass jede Variable des Modells einen signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable hat. Die „schlechtesten“ Signifikanzwerte weisen in diesem Zusammenhang noch die Variablen *Geo_gruend: 1* (.028) und *WÖBT: Veg extrem* (.014) auf. Der Grund dieser positiven Eigenschaft der unabhängigen Variablen liegt darin, dass schon bei der Modellbildung nur Variablen berücksichtigt wurden, die einen statistisch signifikanten T – Wert aufwiesen. Eine Folge dieser signifikanten T – Werte sind auch die „relativ“ kleinen Spannweiten der Konfidenzintervalle, die die Wertebereiche, in denen die

Regressionskoeffizienten (Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%) der Grundgesamtheit liegen, darstellen. Zudem kommt es innerhalb dieser Intervalle zu keinem Vorzeichenwechsel. Dieser Wechsel würde eine Änderung der Richtung des Einflusses anzeigen und damit die Interpretation des Regressionskoeffizienten verhindern.

Bezogen auf die Multikollinearität sind die beiden Variablen *Geom: Mech Gelände*fo und *Geo_gruend: 1* negativ zu bewerten. Schon in der Korrelationsmatrix (Tabelle 87) zeigen diese beiden Variablen hohe und statistisch signifikante Korrelationskoeffizienten mit den anderen unabhängigen Variablen. Durch die Kollinearitätsstatistik (Tabelle 86), welche durch die beiden Maße *Toleranz* und *Variance Inflation Factor* dargestellt wird, zeigt sich der negative Einfluss dieser beiden Variablen im Hinblick auf die Multikollinearität sehr viel besser. So besagt der Wert .350 der Variablen *Geo_gruend: 1*, dass 65% der Varianz dieser Variablen (Bestimmtheitsmaß: .650) durch die anderen unabhängigen Variablen erklärt wird. Das bedeutet, dass sich die Varianzen der Modellvariablen überschneiden und somit die Information der Variablen redundant ist. Die Folge ist, dass einerseits Information verloren geht und, dass andererseits eine eindeutige Zuordnung der Information zu den Variablen unmöglich ist (BACKHAUS ET AL., 2003). Da jedoch bei beiden Variablen der T – Test statistisch signifikante Ergebnisse liefert, wurden die Variablen nicht aus dem Modell entfernt. Zudem gibt es nach BACKHAUS ET AL. (2003) keinen exakten Trennwert, ab dem von Multikollinearität gesprochen wird.

Die Prüfung auf Homoskedastizität und Normalverteilung der Residuen erfolgt mittels einer Analyse der Residuen. Die Tatsache, dass 73,9% beziehungsweise 95,4% der standardisierten Residuen innerhalb eines Intervalls von +/- einer beziehungsweise zweier Standardabweichungen liegen, spricht grundsätzlich für eine Normalverteilung der standardisierten Residuen. Erhärtet wird diese Annahme erstens durch das statistisch signifikante Ergebnis eines Kolmogorov – Smirnov – Anpassungstests, mit dem geprüft werden kann, ob eine Verteilung normalverteilt ist oder nicht, und zweitens durch das Betrachten der Abbildung 45, welche die Häufigkeitsverteilung der standardisierten Residuen und die Normalverteilungskurve zeigt. Das heißt, dass die Annahme 6, welche die Normalverteilung der Störgröße fordert, grundsätzlich als erfüllt angesehen werden kann. Anders verhält es sich bei der Erfüllung der Annahme 4 (Homoskedastizität), welche die Gleichheit der Varianzen der Residuen fordert. Das Dreiecksmuster der Abbildung 46 lässt auf Heteroskedastizität schließen, die zu einer Ineffizienz der Schätzung und zu einer Verfälschung der Standardfehler der Regressionskoeffizienten führt (BACKHAUS ET AL., 2003).

Das Modell der effektiven Gründigkeit enthält neben dem konstanten Glied 8 Variablen. Von diesen 8 Variablen weisen die Variablen *Neig (Grad)*, *WÖBT: Veg extrem*, *Geo_gruend: 1* und *Geo_gruend: 2* ein negatives Vorzeichen auf. Das heißt, dass bei zunehmenden Werten dieser Variablen die effektive Gründigkeit sinkt. Die binären Variablen *WÖBT: Weide*, *Geom: Mech Gelände*fo, *Geo_gruend: 4* und *Geo_gruend: 6* gehen dagegen mit einem positiven Vorzeichen in das Modell ein und zeigen die Flächen, auf denen die effektive Gründigkeit höhere Werte

erreichen kann. Den größten Einfluss auf die effektive Gründigkeit haben laut den standardisierten Regressionskoeffizienten die Variablen *Geom: Mech Gelände*fo und *Geo_gruend: 6*. Der Grund ist bei der ersten Variablen darin zu finden, dass auf den Flächen dieser Variablen durch die Ablagerung von Erosionsmaterial eine Anhäufung von Bodenmaterial zu finden ist. Bei der zweiten Variablen ist die Begründung in der Zusammensetzung des geologischen Untergrundes zu finden. Die Gesteinsarten dieser geologischen Gruppe weisen in der Regel einen hohen Tonanteil auf. Die Folgen sind ein hoher Anteil an Tonmineralen in den Verwitterungsrückständen und damit günstige Voraussetzungen für die Bildung von tiefgründigen Böden. In der Rangliste der standardisierten Regressionskoeffizienten folgt dahinter die Variable *WÖBT: Weide*. Die Flächen dieser Variable können aufgrund ihrer Entstehung infolge der menschlichen Bewirtschaftung nicht als natürlicher Standortfaktor gewertet werden und sind deshalb schwer interpretierbar. Tatsache ist jedoch, dass Weiden ganz bewusst auf Flächen angelegt wurden und auch nachhaltig bewirtschaftbar sind, die aufgrund ihrer guten Standorteigenschaften (z.B.: niedrige Neigung, gründige Böden) günstige Voraussetzungen für die Almwirtschaft aufwiesen (BAUER, 1953). Das heißt, dass diese Variable stellvertretend für eine Reihe von Standortfaktoren steht, die als Gunstfaktoren für die Entwicklung von tiefgründigen Böden gelten. Die nächsten drei Variablen *Geo_gruend: 2*, *Geo_gruend: 1* und *Geo_gruend: 4* gehören wieder zum geologischen Komplex der Standortfaktoren. Im Gegensatz zur Variablen *Geo_gruend: 6* weisen die Gesteinsarten der grobkörnigen und karbonatischen Lockergesteine (*Geo_gruend: 1*), der reinen Kalke und der Talfüllungen bzw. Moränen (*Geo_gruend: 2*) einen hohen karbonatischen Anteil auf. Dies führt dazu, dass die Bodenentwicklung aufgrund der fehlenden tonigen Bestandteile langsamer abläuft und sich in Durchschnitt keine sehr tiefgründigen Böden ausbilden. Im Modell wird dieser Zusammenhang durch ein negatives Vorzeichen dieser beiden Regressionskoeffizienten sichtbar. Die Variable *Geo_gruend: 4* umfasst dagegen mit Mergelkalken und Mergeln Gesteinsarten, deren Ton- und Karbonatanteil mehr oder weniger ausgeglichen ist. Dies führt erstens zu einer guten Basensättigung der Böden und zweitens zu einem überdurchschnittlichen Anteil an Tonmineralen in der Bodenmatrix. Obwohl die Böden über diesen Gesteinsarten im Durchschnitt nicht so tiefgründig sind wie jene über typischen Mergeln, Sandsteinen und Kieselgesteinen, bilden sich über diesem geologischen Untergrund meist tiefgründige Böden mit einem regen Bodenleben und guten Bedingungen für das Pflanzenwachstum aus. Die beiden Variablen *Neig (Grad)* und *WÖBT: Veg extrem*, die den geringsten Einfluss auf die abhängige Variable haben, weisen wieder negative Vorzeichen auf. Das lässt darauf schließen, dass die effektive Gründigkeit bei zunehmender Hangneigung abnimmt und auf Standorten mit wenig entwickelten Vegetationsgesellschaften (Vegetationsarme Flächen, ungenutzte Grünflächen, Latschenflächen) zu finden ist.

Abbildung 47 zeigt die Visualisierung des Modells mit Hilfe der Grids der einzelnen Modellvariablen. Für die Diskussion der Visualisierung und für die weiteren Analyseschritte wurde das Grid zuerst in 5 Gründigkeitsklassen reklassifiziert. Dann wurde dieses

reklassifizierte Grid mit dem Grid des WÖBT – Typs Vegetationsarme Flächen kombiniert und die Gridzellen zur ersten Gründigkeitsklasse zusammengeschlossen. Zu dieser Klasse wurden auch die Gridzellen gegeben, deren Flächen von einem Gewässer berührt werden. Diese erste Gründigkeitsklasse zeigt die Flächen, auf denen die Bodenbedeckung nicht oder nur inselhaft vorhanden ist. Die Gridzellen dieser Klasse umfassen etwa 6 % aller Gridzellen der Abbildung. Größere Flächen mit effektiven Gründigkeit bis 5 cm (etwa 1 % der Gridzellen) befinden sich vor allem auf der steilen Nordseite des Sengsengebirges. Kleinere Flächen befinden sich auf der Südseite des Sengsengebirgszuges (Hagler, Hochsengs, Gamskogel, Bereich Bärenriedlau, Gamsplan, Reifmauer), im Bereich des Größtenbergs (Falkenmauer, Hetzgraben), des Hahnbaums (Weiße Ries), des Rotgsols (Gamskar), der Kampermauern und des Schwarzkogels (Staudenplangraben). Danach folgen im Bereich der Latschenfelder des Sengsengebirges und des Größtenbergs große Flächen mit effektiven Gründigkeiten zwischen 5 – 10 cm. Außerhalb dieser Bereiche konzentriert sich diese Gründigkeitsklasse auf die Abhänge der Hetzschlucht und der Haselmäuer, den steilen Hängen der Kampermauern, des Schwarzkogels, des Hahnbaums (Weiße Ries), des Trämpls und des Rotgsols (Gamskar). Wie die sechste Gründigkeitsklasse umfasst diese Klasse etwa 7 % aller Gridzellen. Größere Flächen dieser sechsten Klasse (über 30 cm effektiver Gründigkeit) befinden sich in den Regionen Blabergalm – Bergeralm – Aschauer Alm, Ebenforstalm – Bodinggraben – Trämpl – Geißlucke, Mitterberghütte – Bauerneck – Weißenbach, Hochsattel – Bodinggraben, in den Bereichen der Ramingleiten, des Zwielaufs, des Langfirstes (Ahornsattel – Hanslreut – Weißensteinerreut) und um die Königbauer-, die Anlauf-, die Schaumberg-, die Blumauer-, die Zaglbauer- und die Feichtaualm. Diese Flächen korrelieren vor allem mit den Flächen des WÖBT – Typs Weide und den Regionen mit tonreichen Gesteinsarten. Zwischen diesen Flächen befinden sich die Flächen mit effektiven Gründigkeiten zwischen 10 – 30 cm, wobei sich die Zonen der Gründigkeitsklasse 10 – 20 cm größtenteils auf die Hänge der Dolomitvorberge und auf die Flächen der reinen Kalke konzentrieren. Diese Klasse stellt mit 53 % der Gridzellen die größte Klasse dar. Die Flächen mit effektiven Gründigkeiten von 20 – 30 cm stellen mit 25 % aller Gridzellen die zweitgrößte Klasse dar. Sie befinden sich auf den flachen Geländebereichen der Dolomitvorberge (Zöbelboden, Schalhirtboden, Quellgebiet der Steyrling) und den Flächen mit Mergelkalken (Luchsboden – Bossbrettkogel, Region um die Rotwagmauer, Bereich des Langfirsts).

4.3 Modellierung der Bodentypen

Für die Modellierung der Bodentypen und der potentiell natürlichen Vegetationsgesellschaften wurde die statistische Methode der binären logistischen Regressionsanalyse angewandt. Die Auswahl der Variablen erfolgte mit der Methode *Vorwärts: Bedingt* durch das Statistikprogramm SPSS. Danach wurden die aufgenommenen Variablen einer sachlogischen Prüfung unterzogen.

4.3.1 Ergebnisse

4.3.1.1 Modelle ohne unabhängige Variablen

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit den Ergebnissen der so genannten Nullmodelle, welche dadurch charakterisiert sind, dass sie außer den konstanten Gliedern, keine unabhängigen Variablen enthalten. Tabelle 88 zeigt die mit -2 multiplizierten logarithmierten Likelihood – Werte dieser Modelle, welche sich als Ergebnisse der Schätzung der konstanten Glieder durch die *Maximum Likelihood – Methode* ergeben.

Tabelle 88: -2 LogLikelihood – Werte der Nullmodelle.

Bodentypen	-2 Log – Likelihood
Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss	951.444
Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss	906.263
Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss	448.192

Tabelle 89 gibt in der Spalte *Regressionskoeffizient B* die Werte der konstanten Glieder der jeweiligen Nullmodelle an. Die Spalte *Wald* zeigt die berechneten (empirischen) Testgrößen für die Wald – Statistik. Die Spalte *Sig.* zeigt die Signifikanz dieser Werte bei der angegebenen Zahl von Freiheitsgraden. Die letzte Spalte *Exp (B)* gibt die Effekt-Koeffizienten der konstanten Glieder wieder.

Tabelle 89: Konstante Glieder, Wald – Statistik und Effekt-Koeffizienten der Nullmodelle.

Bodentypen	Variable	Regressions-Koeffizient B	Wald	df	Sig.	Exp (B)
Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss	Konstante	.116	2.323	1	.127	1.123
Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss	Konstante	-.527	44.558	1	.000	.590
Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss	Konstante	-2.194	298.830	1	.000	.111

Tabelle 90 zeigt die Klassifikationsmatrizen der Nullmodelle. Dabei werden die beiden empirisch beobachtbaren Kategorien (*Beobachtet*) den beiden Kategorien (*Geschätzt*), die sich aus den geschätzten Eintrittswahrscheinlichkeiten der Modelle ergeben, gegenübergestellt. Der

Schwellenwert, der darüber entscheidet, in welcher der beiden Kategorien die geschätzten Wahrscheinlichkeiten liegen, wird dabei mit 0.5 (50%) festgelegt.

Tabelle 90: Klassifikationsmatrizen der Nullmodelle.

		Geschätzt		
		Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Bodentypen mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss	0	.0	324	.0
	1	.0	364	100.0
Gesamtprozentsatz				52.9
		Geschätzt		
		Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss	0	432	0	100.0
	1	255	0	.0
Gesamtprozentsatz				62.9
		Geschätzt		
		Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss	0	619	0	100.0
	1	69	0	.0
Gesamtprozentsatz				90.0

4.3.1.2 Modell mit unabhängigen Variablen

Im Gegensatz zu den Nullmodellen enthalten die vollständigen Modelle alle unabhängigen Variablen, die im Zuge der Modellbildungen in die Modelle aufgenommen wurden. In der Spalte *Regressionskoeffizient B* der Tabelle 91 sind die geschätzten Regressionskoeffizienten der aufgenommenen Variablen aufgelistet. Die folgenden drei Spalten *Wald*, *df* und *Sig.* zeigen die Ergebnisse der Wald – Statistik, die mit dem T – Test der linearen Regressionsanalyse vergleichbar ist. Dabei enthält die Spalte *Wald* die (empirischen) Testgrößen, die durch die Wald – Statistik ermittelt werden. Die Spalte *df* gibt die Freiheitsgrade wieder, die, gemeinsam mit der Irrtumswahrscheinlichkeit, für die Berechnung der Signifikanzwerte benötigt werden. Die Spalte *Sig.* enthält schlussendlich die Signifikanzwerte der Regressionskoeffizienten. Die Spalte *Exp (B)* gibt die Effekt-Koeffizienten (odd ratio) der Regressionskoeffizienten wieder, die Auskunft über die Wirkungsrichtung und –stärke der Zusammenhänge geben. Die Spalte *95% Konfidenzintervall für Exp(B)* gibt die Konfidenzintervalle der Regressionskoeffizienten wieder. Sie geben damit an, in welchen Bereichen die „wirklichen“ Effekt-Koeffizienten der Grundgesamtheit liegen.

Tabelle 91: Regressionskoeffizienten, Wald – Statistik, Effekt-Koeffizienten und Konfidenzintervalle der Effektkoeffizienten der vollständigen Modelle.

Bodentypen	Unabhängige Variablen	Regressions-Koeffizient B	Wald	df	Sig.	Exp (B)	95% Konfidenz-Intervall für Exp (B)	
							Unterer Wert	Oberer Wert
Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehm-Einfluss	Konstante	-2.317	41.598	1	.000	.099		
	Expo: SW	.660	4.721	1	.030	1.935	1.067	3.511
	Expo: W	.663	4.743	1	.029	1.942	1.069	3.527
	Neig (Grad)	.063	31.843	1	.000	1.065	1.024	1.089
	WÖBT: Veg extrem	1.627	14.739	1	.000	5.091	2.218	11.684
	Geom: Dol intensiv	2.732	8.457	1	.004	15.368	2.437	96.909
	Geo_pedo: ges		58.495	5	.000			
	Geo: 2	1.337	23.225	1	.000	3.807	2.210	6.556
	Geo: 3	-.738	2.279	1	.131	.478	.183	1.246
	Geo: 4	-1.024	6.491	1	.011	.359	.163	.790
	Geo: 5	.551	6.452	1	.011	1.735	1.134	2.654
Geo: 6	-3.093	9.067	1	.003	.045	.006	.340	
Bodentypen mit deutlichem Braunlehm-Einfluss	Konstante	.876	7.857	1	.005	2.400		
	Expo: SW + W	-.609	7.732	1	.005	.544	.354	.835
	Neig (Grad)	-.035	12.311	1	.000	.965	.947	.985
	WÖBT: Veg extrem	-1.523	10.788	1	.001	.218	.088	.541
	Geom: Dol mittel	-1.476	5.801	1	.016	.228	.069	.760
	Geo_pedo: 2	-1.037	16.580	1	.000	.355	.215	.584
	Geo_pedo: 3	1.162	6.538	1	.011	3.196	1.312	7.788
Bodentypen mit Tag- oder Stauwasser-Einfluss	Konstante	-1.882	14.126	1	.000	.152		
	Geom: Mech Geländeform	1.632	20.497	1	.000	5.116	2.524	10.372
	WÖBT: Weide	1.729	9.070	1	.003	5.638	1.829	17.375
	Geo_pedo: 4	2.679	41.863	1	.000	14.570	6.472	32.803
	Geo_pedo: 6	2.819	39.865	1	.000	16.765	6.988	40.225
	Neig (Grad)	-.056	11.666	1	.001	.946	.916	.977

Tabelle 92 zeigt sowohl die Werte, die für die Durchführung des Likelihood Ratio – Tests notwendig sind, als auch die Ergebnisse dieses Tests für die 3 Modelle. Die Spalten -2 LogLikelihood (Nullmodell) und -2 LogLikelihood (vollst. Modell) enthalten die mit -2 LogLikelihood – Werte der Null- beziehungsweise der vollständigen Modelle. Die Werte der Spalte *Chi-Quadrat* ergeben sich aus den Differenzen der beiden -2 LogLikelihood – Werte und bilden die Testgrößen für den Likelihood Ratio – Test. Die Spalte *df* gibt die Freiheitsgrade für diesen Test an, die sich aus der Anzahl der Modellvariablen ergeben. Die letzte Spalte *Sig.* gibt die statistische Signifikanz bei der angeführten Zahl an Freiheitsgraden wieder.

Tabelle 92: Werte des Likelihood – Ratio – Tests.

Bodentypen	-2 Log-Likelihood (Nullmodell)	-2 Log-Likelihood (vollst. Modell)	Chi- Quadrat	df	Sig.
Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss	951.444	768.449	182.995	10	.000
Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss	906.263	828.368	77.895	6	.000
Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss	448.192	333.498	114.694	5	.000

Tabelle 93 zeigt die Ergebnisse der Berechnung zweier Pseudo-R-Quadrat – Statistiken, die sich mit dem Bestimmtheitsmaß der linearen Regression vergleichen lassen, und die Güte des Gesamtmodells quantifizieren.

Tabelle 93: Pseudo-R-Quadrat – Statistiken der vollständigen Modelle.

Bodentypen	Nagelkerkes R ²
Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss	.312
Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss	.146
Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss	.321

Die Klassifikationsmatrizen, die in der Tabelle 94 dargestellt sind, auf die Beurteilung der Klassifikationsergebnisse und somit auf die Güte der Anpassung ab. Dabei werden die beiden empirisch beobachtbaren Kategorien (*Beobachtet*) den beiden Kategorien (*Geschätzt*), die sich aus den geschätzten Eintrittswahrscheinlichkeiten der Modelle ergeben, gegenübergestellt. Der Schwellenwert, der darüber entscheidet, in welcher der beiden Kategorien die geschätzten Wahrscheinlichkeiten liegen, wird dabei mit 0.5 (50%) festgelegt.

Tabelle 94: Klassifikationsmatrizen der vollständigen Modelle.

		Geschätzt		
		Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss	0	197	127	60.8
	1	88	276	75.8
Gesamtprozentsatz				68.8
Maximale Zufallswahrscheinlichkeit				52.9
Proportionale Zufallswahrscheinlichkeit				50.2
		Geschätzt		
		Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss	0	379	53	87.7
	1	196	59	23.1
Gesamtprozentsatz				63.8
Maximale Zufallswahrscheinlichkeit				62.9
Proportionale Zufallswahrscheinlichkeit				53.3
		Geschätzt		
		Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss	0	613	6	99.0
	1	55	14	20.3
Gesamtprozentsatz				91.1
Maximale Zufallswahrscheinlichkeit				90.0
Proportionale Zufallswahrscheinlichkeit				82.0

Die Abbildung 49, Abbildung 50 und Abbildung 51 zeigen die Ergebnisse der Visualisierung der 3 Modelle, wobei die braun gefärbten Flächen jene Gridzellen darstellen, auf denen die Eintrittswahrscheinlichkeit über 0.5 liegt und demnach ein Bodentyp der jeweiligen Gruppe zu finden sein sollte. Innerhalb dieser braun gefärbten Flächen, weisen dunklere Brauntöne auf höhere Eintrittswahrscheinlichkeiten hin. Die blau gefärbten Flächen zeigen dagegen Gridzellen mit Wahrscheinlichkeitswerten unter 0.5 an. Im Gegensatz zu den braun gefärbten Flächen, weisen hier dunklere Farbtöne niedrigere Eintrittswahrscheinlichkeiten aus. Abbildung 52 zeigt das Ergebnis der Kombination dieser 3 Modelle. Dieses Grid wurde in weiterer Folge mit dem Grid des WÖBT – Typs Vegetationsarme Flächen kombiniert. Die Gridzellen dieses WÖBT – Typs und die Gridzellen, deren Flächen von einem Gewässer berührt werden, zeigen die Flächen ohne Bodenbedeckung und die Flächen der Rohböden.

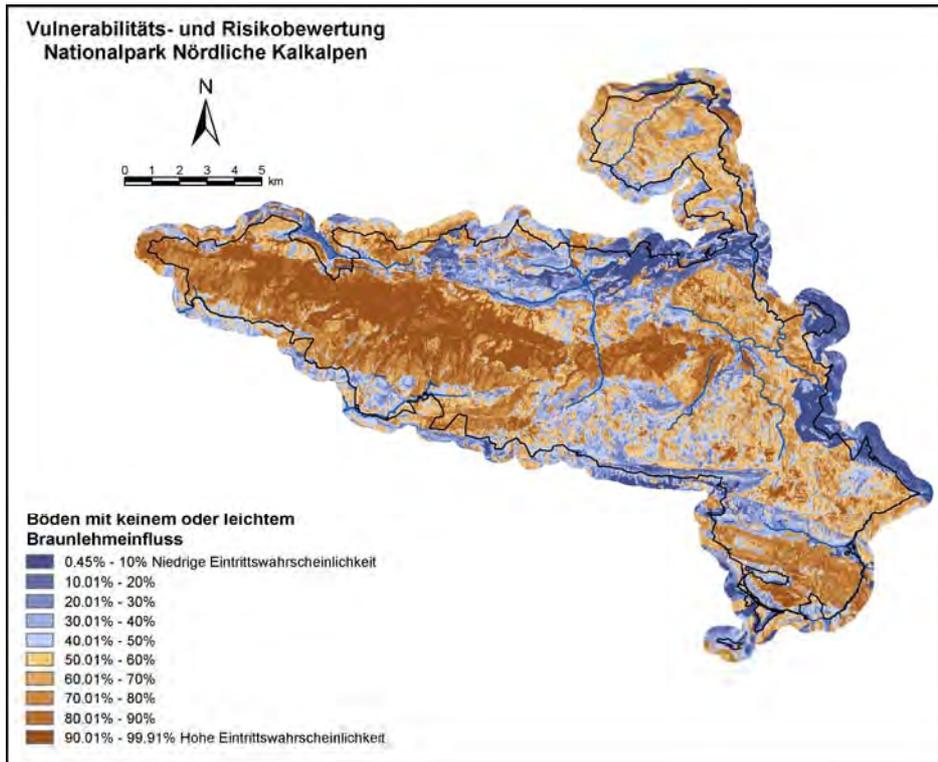


Abbildung 49: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit der Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss.

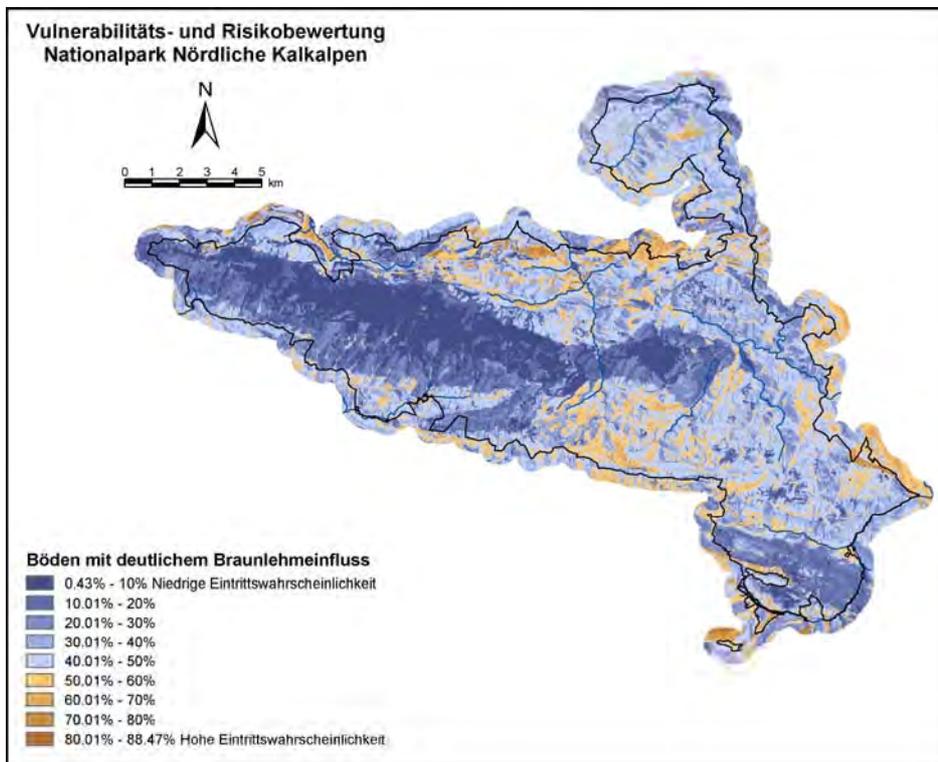


Abbildung 50: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss.

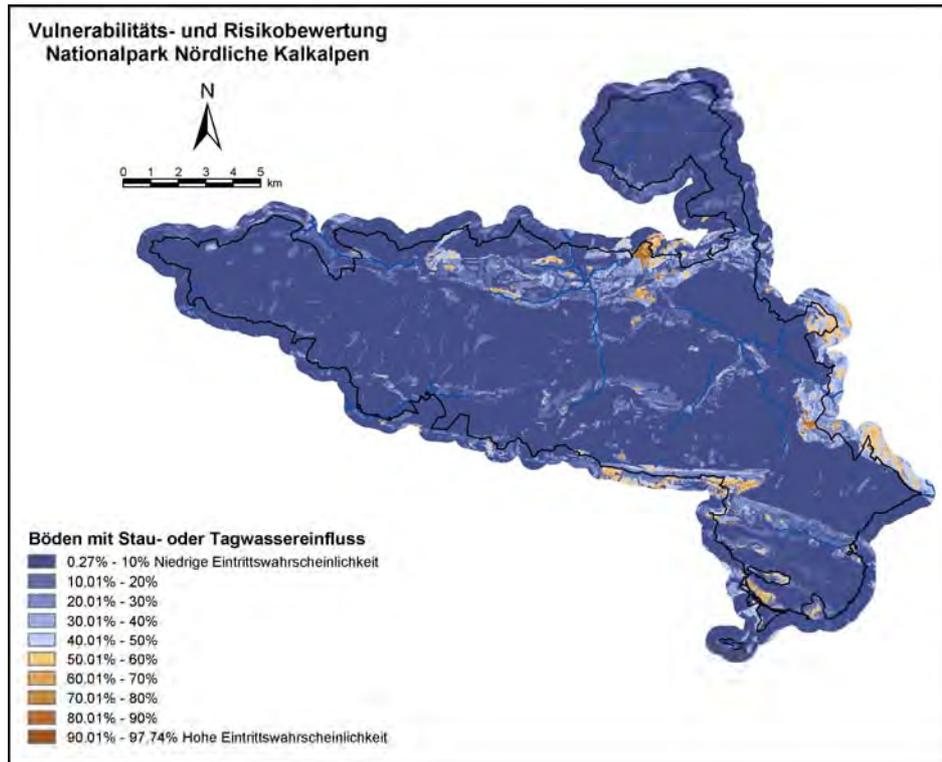


Abbildung 51: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit der Böden mit Stau- oder Tagwassereinfluss.

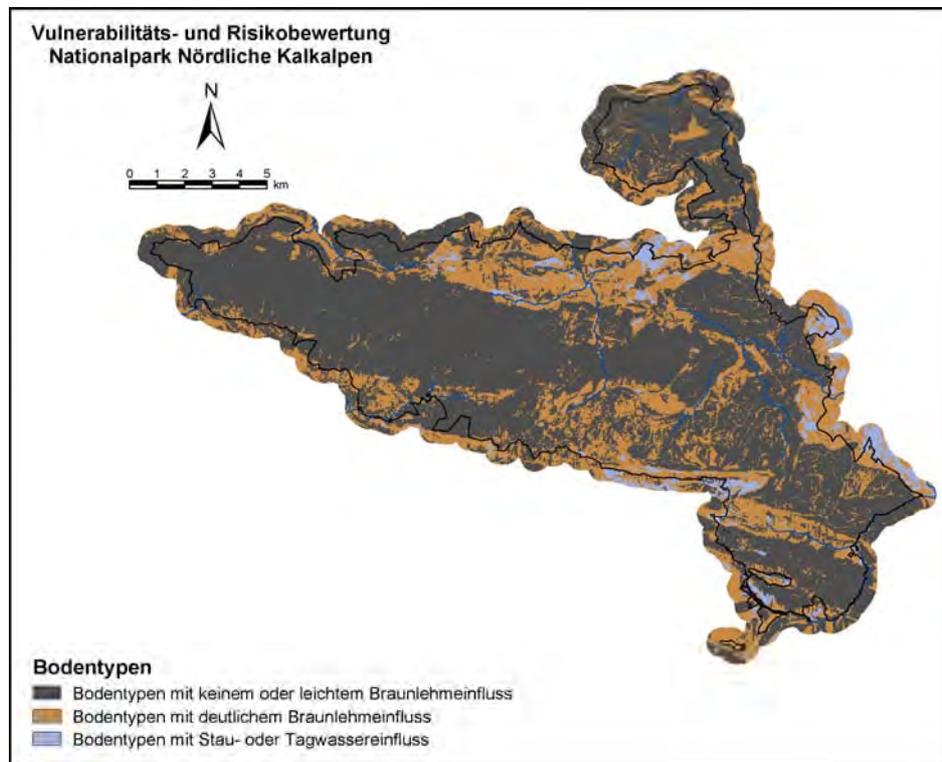


Abbildung 52: Kombination der Modelle der Bodentypen.

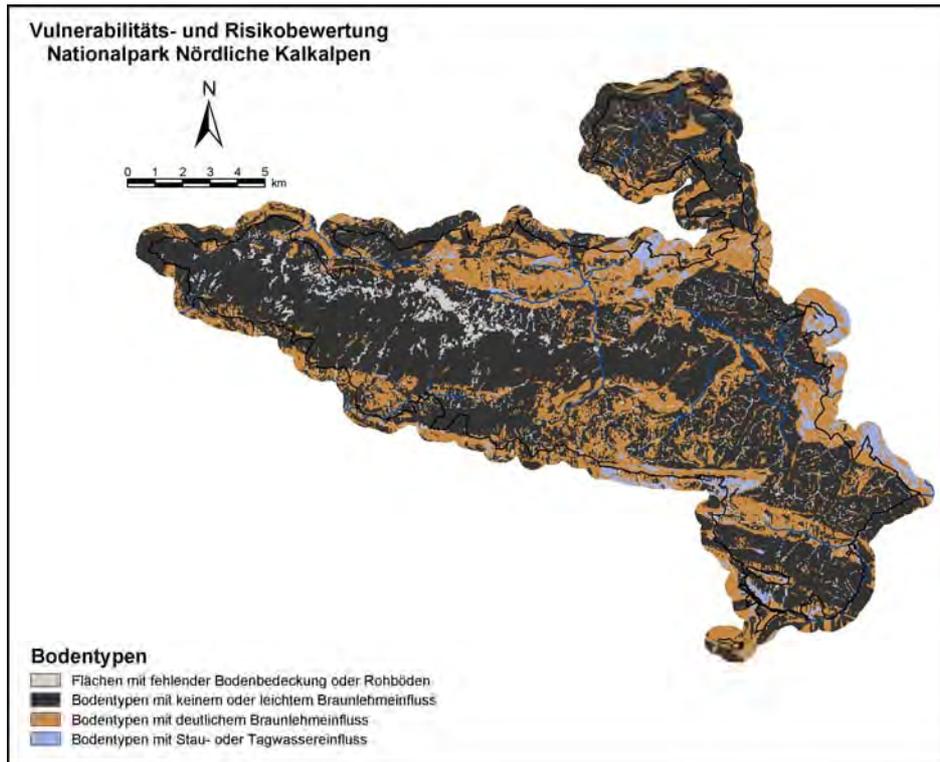


Abbildung 53: Kombination der Modelle der Bodentypen mit den Flächen mit fehlender Bodenbedeckung oder Rohböden.

4.3.2 Diskussion

Die -2 LogLikelihood Werte der Nullmodelle liegen zwischen 448.192 (Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss) und 951.444 (Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss). Die Werte korrelieren mit dem relativen Verhältnis zwischen den beiden Kategorien (0,1) der abhängigen Variablen. Dieser Zusammenhang ist auf die Anwendung der Maximum Likelihood – Methode bei der Schätzung der Regressionskoeffizienten und der Berechnung der Eintrittswahrscheinlichkeiten zurückzuführen. Der iterative Rechenprozess dieser Methode wird dann beendet, wenn die Differenz zwischen den Häufigkeiten der beiden beobachtbaren Kategorien und den beiden Kategorien, die von den berechneten Eintrittswahrscheinlichkeiten abgeleitet werden, am geringsten ist (BACKHAUS ET AL., 2003). Da bei 2 abhängigen Variablen (Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss, Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss) die Häufigkeit der Kategorie 0 größer ist als jene der Kategorie 1, werden die konstanten Glieder so geschätzt, dass sich für alle Fälle der Stichprobe Eintrittswahrscheinlichkeiten unter 0.5 (50%) ergeben. Nur so kann die Differenz zwischen den Häufigkeiten der beiden beobachtbaren Kategorien und den beiden Kategorien, die von den berechneten Eintrittswahrscheinlichkeiten abgeleitet werden, minimiert werden. Da der relative Anteil der Kategorie 0 der Variablen Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss im Vergleich zu der Kategorie 0 der Variablen Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss größer ist, weist dieses Modell den kleineren -2 LogLikelihood Wert (448.192) auf. Bei der dritten

abhängigen Variablen (Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss) ist die Häufigkeit der Kategorie 1 größer als jene der Kategorie 0. Deshalb wird das konstante Glied so geschätzt, dass die Eintrittswahrscheinlichkeiten aller Beobachtungen über 0.5 (50%) liegen. Da bei dieser abhängigen Variablen das Verhältnis zwischen den beiden Kategorien (0,1) am ausgeglichensten ist, ist der -2 LogLikelihood Wert dieses Nullmodells (951.444) am höchsten. Zwischen den Werten 951.444 und 448.192 liegt das Modell der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss mit einem Wert von 906.263. Die erläuterten Zusammenhänge werden auch bei der Betrachtung der Klassifikationsmatrizen, der Effekt-Koeffizienten und der Regressionskoeffizienten der Nullmodelle (Tabelle 97) sichtbar. So werden alle Fälle der Kategorie 0 (Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss, Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss) bzw. der Kategorie 1 (Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss) durch die Nullmodelle richtig geschätzt, jedoch keine der Kategorie 1 bzw. der Kategorie 0. Zudem gilt der Zusammenhang, dass der Prozentsatz der Richtigen umso größer ist, je größer die Differenz zwischen den absoluten Häufigkeiten der beiden Kategorien ist. Deshalb ist auch der Prozentsatz der Richtigen bei dem Modell der wasserbeeinflussten Böden (90 %) am größten. Die Effekt-Koeffizienten der Nullmodelle der Bodentypen mit deutlichem Braunlehm (.590) und der Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss (.111) weisen Werte unter 1 auf. Dabei gilt, dass die Differenz zwischen diesen Werten und 1 umso größer ist, je größer der relative Anteil der Kategorie 0 ist. Dieser Zusammenhang gilt auch für die Regressionskoeffizienten dieser Modelle, wobei der Bezugswert nicht 1 sondern 0 ist. Der Effekt-Koeffizient des Nullmodells der Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss weist einen Wert über 1 auf. Deshalb weist auch das konstante Glied einen positiven Wert (.116) auf. Der Grund für diese Werte, liegt darin, dass der relative Anteil der Kategorie 1 dieser Variablen größer ist als jener der Kategorie 0.

Die Waldstatistik, die mit dem T – Test der linearen Regression vergleichbar ist, weist für 2 der 3 Nullmodelle einen statistisch hochsignifikanten Wert ($p < .000$) auf. Nur bei dem Nullmodell der Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss ist der Wert mit .127 größer als der Wert .05 und somit statistisch nicht signifikant. Diese Tatsache ist ebenfalls auf das ausgeglichene Verhältnis der beiden Kategorien (0, 1) zurückzuführen.

Bei den vollständigen Modellen der Bodentypen wurden, wie bei der Modellierung der effektiven Gründigkeit, nur unabhängige Variablen berücksichtigt, die einen statistisch signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable aufwiesen. Aus diesem Grund sind auch die Wertebereiche der Konfidenzintervalle der Effekt-Koeffizienten relativ klein und die Ober- beziehungsweise die Untergrenzen liegen immer unter beziehungsweise über dem Wert 1. Eine Ausnahme bilden die einzelnen Kategorien der Variablen mit nominalem Datenniveau. Bei diesen Variablen musste nur die Variable als Ganzes einen signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable aufweisen. In das Modell der Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss gehen neben dem konstanten Glied weitere 6 Variable ein. Dabei handelt es sich bei der Variablen *Geo_pedo: ges* um eine Variable mit nominalem Skalenniveau, die 6 Kategorien umfasst. Da eine der 6

Kategorien als Referenzkategorie ausgeschieden wird, werden im Endeffekt nur 5 der 6 Kategorien bei der Berechnung der Eintrittswahrscheinlichkeiten berücksichtigt. Von den restlichen Variablen hat neben den binären Variablen *Expo: SW*, *Expo: W*, *WÖBT: Veg extrem*, *Geom: Dol intensiv* nur die Variable *Neig (Grad)* ein „echtes“ metrisches Skalenniveau. Der statistisch signifikante Einfluss der Variablen auf die abhängige Variable (Wald – Test) ist bei allen Variablen gegeben. Die „schlechtesten“ Signifikanzwerte weisen noch die Variablen *Expo: SW* (.030), *Expo: W* (.029) und *Geom: Dol intensiv* (.004) auf. Eine Ausnahme bildet die dritte Kategorie *Geol: 3* (.131) der Variable *Geo_pedo: ges*, welche die Gruppe der verunreinigten Karbonate umfasst. Diese Tatsache ist darauf zurückzuführen, dass für die Aufnahme in das Modell nur die Signifikanz der nominalen Variablen als Ganzes entscheidend war. Da jedoch für die Schätzung der Regressionskoeffizienten alle Kategorien der nominalen Variablen in Dummy – Variablen umgewandelt werden und für jede dieser Kategorie ein eigener Regressionskoeffizient geschätzt wird, kann es passieren, dass nicht alle Kategorien einen statistisch signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable aufweisen. Der Signifikanzwert der genannten dritten Kategorie beträgt .131. Da das Konfidenzintervall einen Wertebereich von .183 bis 1.246 umfasst, ist der Wert des Effekt-Koeffizienten und somit die Dummy – Variable nicht interpretierbar. Die 4 anderen Kategorien, deren Signifikanzwerte von .000 bis .011 reichen, weisen jedoch einen statistisch signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable auf. Die Kategorien *Geol: 2* (3.807) und *Geol: 5* (1.735) gehen mit Effekt-Koeffizienten über 1 in das Modell ein. Diese beiden Zusammenhänge korrelieren gut mit den Verbreitungsschwerpunkten dieser Bodentypen. So lassen sich Bodentypen mit wenig Braunlehmeinfluss vor allem über karbonatischen Gesteinsarten finden, die bei der Verwitterung nur sehr wenig Tonminerale hinterlassen. Dazu gehören auch die Gesteinsarten der Gruppen *Geol: 2* (Talfüllungen bzw. Moränen, Sedimente (feinkörnig und gemischtkörnig), Reiner Kalk, Reine Kalke bzw. verunreinigte Karbonate) und *Geol: 5* (Dolomit). Über geologischem Untergrund mit höherem Tonanteil entwickeln sich dagegen schwerere Böden, die auch zu Wasserstau neigen können. Deshalb weisen auch die restlichen Variablen *Geol: 3* (.478), *Geol: 4* (.359) und *Geol: 6* (.045) Effekt-Koeffizienten unter 1 auf. Vor allem die Abnahme der Werte von der Variablen *Geol: 3* (Verunreinigte Karbonate) über die Variable *Geol: 4* (Mergelkalke) zur Variable *Geol: 6* (Tonige Gesteine, Mergel) zeigt die negative Korrelation zwischen der Menge der Tonminerale in den Verwitterungsrückständen und den Eintrittswahrscheinlichkeiten der Bodentypen mit wenig Braunlehmeinfluss sehr gut. Deshalb weist auch die Variable *Geol: 6* (Tonige Gesteine, Mergel; Mergel bzw. Sandstein; Kieselige Gesteine) den niedrigsten Wert dieser 3 Kategorien auf. Die Variable *Neig (Grad)* geht mit einem Effekt-Koeffizienten (1.065) größer als 1 in das Modell ein. Das heißt, dass die Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss vor allem auf Hängen mit größeren Hangneigungen zu finden sind. Für diesen Zusammenhang gibt es zwei mögliche Erklärungsansätze. So befinden sich diese Bodentypen häufig über karbonatischen Gesteinsarten, die bei ihrer Verwitterung vielfach schroffe Formen ausbilden. Zweitens wurde im periglazialen (eiszeitlichen) Raum durch den Prozess des Bodenfließens ein großer Teil der

tonreichen Böden, die im tropischen Klima des Tertiärs gebildet worden waren, von den Verlustlagen in die Akkumulationslagen verlagert. Dadurch begann die Bodenentwicklung auf diesen Hängen nach der Eiszeit unter ganz anderen klimatischen Verhältnissen weitgehend von vorne. Auch die binären Variablen *Expo: SW* (1.935) *Expo: W* (1.942), *WÖBT: Veg extrem* (5.091), *Geom: Dol intensiv* (15.368) gehen mit Effekt-Koeffizienten über 1 in das Modell ein. Da auch sie ein positives Vorzeichen haben, steigt die Eintrittswahrscheinlichkeit dieser Bodentypen auf westlich bis südwestlich exponierten Flächen, auf Flächen der WÖBT – Typen Vegetationsarme Flächen, ungenutzte Grünflächen und Latschenflächen und auf Flächen mit intensiver Verkarstung. Auch diese Zusammenhänge geben die wirklichen Verbreitungsschwerpunkte dieser Bodentypen wieder. Ein Grund für den Modellzusammenhang, dass sich die Bodentypen auf sonnenexponierte Flächen konzentrieren, könnte darin liegen, dass sich ein großer Teil der Inventurpunkte des Datensatzes auf der südexponierten Sengsengebirgsseite befinden. Der zweite mögliche Grund ist auf den zuvor angesprochenen Prozess des Bodenfließens zurückzuführen. Da die Intensität dieses Prozesses unter anderem positiv mit den Temperaturunterschieden korreliert, könnte es durchaus sein, dass auf den sonnenexponierten Lagen, auf denen diese Temperaturunterschiede am größten sind, dieser Prozess am wirksamsten ablief. Auch für den Wert der vierten Variablen *Geom: Dol intensiv* gibt es mehrere mögliche Erklärungsansätze. So korrelieren Verkarstungserscheinungen, wie sie in der Variablen *Geom: Dol intensiv* zusammengefasst sind, in erster Linie mit Gesteinsarten mit hohem Karbonatanteil, auf denen wiederum häufig Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss zu finden sind. Zudem bilden geomorphologische Phänomene wie Dolinen und Schächte Leitbahnen für die Erosion von Böden. Da in den vorigen Jahrhunderten die Flächen des Nationalparks zum Teil stark bewirtschaftet wurden (z.B.: Kahlschlag, Beweidung), könnte es sein, dass auf den verkarsteten Flächen die weiterentwickelteren Böden durch die Entfernung der Vegetation und durch die Verletzung der Bodendecke erodiert wurden (BAUER, 1953).

Der Wert der Variablen *WÖBT: Veg extrem* könnte darauf zurückzuführen sein, dass sowohl die 3 WÖBT – Typen dieser Variablen als auch die Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss auf Flächen mit schlechten Standortverhältnissen (z.B.: große Neigung, etc.) zu finden sind.

Die visuelle Umsetzung des ersten Modells (Abbildung 49) zeigt, dass die Bodentypen dieser Gruppe in erster Linie im Bereich des Sengsengebirgszuges und des Größtenbergs zu finden sind. Außerhalb dieser Zone konzentrieren sie sich vor allem auf die steilen Hänge der Dolomitvorberge (Zöbelgraben, Wilder Graben, Kohlersgraben, Jörglgraben, Kienrücken, Königin, Zeckerleiten, Wasserklotz) und der übrigen Kalkstöcke (Schwarzkogel, Hieflerstutzen, Langfirst, Sonntagsmauer, Hahnbaum, Steinwand, Mitterberg). Die Bodentypengruppe wurde auf 66 % der Gridzellen ausgeschieden. Dieser Wert stimmt mit der Tatsache überein, dass die Bodentypen dieser Gruppe bei der Naturrauminventur am häufigsten ausgeschieden wurden.

Das Modell der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss umfasst neben dem konstanten Glied 6 andere unabhängige signifikante Variable. Die „schlechtesten“ Signifikanzwerte weisen in diesem Zusammenhang noch die Variablen *Geom: Dol mittel* (.016), *Geo_pedo: 3* (.011), *Expo: SW + W* (.005) und *WÖBT: Veg extrem* (.001) auf. Die restlichen zwei Variablen *Neig (Grad)* und *Geo_pedo: 2* haben einen statistisch hochsignifikanten Einfluss (.000) auf die abhängige Variable. 5 der 6 unabhängigen Variablen gehen mit Effekt-Koeffizienten unter 1 in das Modell ein. Den kleinsten Wert weist die Variable *WÖBT: Veg extrem* (.218) auf, die damit den stärksten Einfluss auf die Werte der Eintrittswahrscheinlichkeiten hat. Das heißt, dass auf vegetationsarmen Flächen, ungenutzten Grünflächen und Latschenflächen wahrscheinlich keine Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss zu finden sind. Danach folgen mit den Werten .228 und .335 die Variablen *Geom: Dol mittel*, die die Flächen der geomorphologischen Phänomene cockpitartige „Sterndoline“ und Kleindolinen (Durchmesser 5 bis 10 Meter) darstellt, und *Geo_pedo: 2*, die die Flächen der geologischen Einheiten Talfüllungen bzw. Moränen, Sedimente (fein- und gemischtkörnige), reine Kalke und reine Kalke beziehungsweise verunreinigte Karbonate umfasst. Da beide geomorphologische Phänomene der Variablen *Geom: Dol mittel* dem Karstformenschatz zugeordnet werden können, können die Variablen *Geom: Dol mittel* und *Geo_pedo: 2* gemeinsam interpretiert werden. Diese Interpretation bezieht sich auf die Tatsache, dass sich Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss vorwiegend über Gesteinsarten bilden, deren Verwitterungsrückstände einen mehr oder weniger großen Anteil an Tonmineralien aufweisen. Da die Gesteinsarten der geologische Gruppe *Geo_pedo: 2* größtenteils karbonatischen Ursprungs sind, ist die Verwitterungsintensität unter den vorherrschenden Klimabedingungen für die Bildung dieser Bodentypen zu gering. Die nächste Variable in der Rangliste der 5 Variablen mit Effekt-Koeffizienten unter 1 ist die Variable *Expo: SW + W*, die die Flächen mit westlicher und südwestlicher Ausrichtung miteinander kombiniert. Der Wert .544 des Effekt-Koeffizienten sagt aus, dass die Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss eher nicht auf den sonnenexponierten Hängen zu finden sind. Dieser statistische Zusammenhang könnte auf der Tatsache beruhen, dass auf der Sengengebirgssüdseite, auf der viele Inventurpunkte des Datensatzes liegen, oft Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss ausgeschieden wurden und deshalb die Böden mit deutlichen Braunlehmeinfluss im Verhältnis zu diesen Bodentypen eher auf den übrigen Expositionen zu finden sind. An letzter Stelle steht mit einem Wert von .965 die Variable *Neig (Grad)*. Dieser Wert sagt aus, dass die Eintrittswahrscheinlichkeit mit steigender Neigung abnimmt und folglich diese Bodentypen eher in flacheren Regionen zu finden sind. Dieser Zusammenhang zeigt den Unterschied zu den Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss, die eher auf Hängen mit größerer Neigung zu finden sind. Die Gründe dieses Zusammenhangs könnten darin liegen, dass die geologischen Einheiten, über denen sich die braunlehmbeeinflussten Bodentypen bilden, keine markanten Landschaftsformen ausbilden und, dass die tertiäre Böden, die im periglazialen Raum während der Eiszeit verlagert wurden, in den flacheren und konkaven Bereichen der Landschaft abgelagert wurden. Im

Gegensatz zu diesen 5 Variablen, ist die Variable *Geo_pedo: 3* (3.196) die einzige Variable, die mit einem Effekt-Koeffizient über 1 in das Modell einght. Sie stellt jene Flächen dar, auf denen Verunreinigte Karbonate, Verunreinigte Karbonate bzw. Dolomite und Verunreinigte Karbonate bzw. Kieselgesteine den geologischen Untergrund bilden. Im Gegensatz zu den reinen Kalken der geologischen Gruppe *Geo_pedo: 2*, weisen die Gesteinsarten dieser geologischen Gruppe genügend tonige Verunreinigungen auf, um nach ihrer Verwitterung als Grundlage für die Bildung braunlehmbeeinflusster Böden zu dienen.

Die Modellvariablen charakterisieren die Verbreitungsschwerpunkte dieser Bodentypengruppe eigentlich ganz gut. Vor allem die Vorzeichen der Regressionskoeffizienten zeigen die gegensätzlichen Standortvoraussetzungen der ersten beiden Bodentypen. So weisen die Variablen *Geo_pedo: 2*, *Geo_pedo: 3* und *Geom: Dol mittel* darauf hin, dass die braunlehmbeeinflussten Böden vor allem auf kalkig – silikatischen Gesteinsarten zu finden sind. Zudem könnten sie ein Hinweis darauf sein, dass die Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss auf den verkarstungsfähigen Gesteinen (*Geo_pedo: 2*, *Geom: Dol mittel*) durch die menschliche Bewirtschaftung (z.B.: Beweidung, Kahlschlag) erodiert wurden. Die Variable *Neig (Grad)* weist wahrscheinlich darauf hin, dass es sich bei den Braunlehmen des Nationalparks um reliktsche Böden handelt, die während der Eiszeit in flachere Geländebereiche verlagert wurden. Der Grund für die schlechte Modellgüte ist wahrscheinlich auf den kleinräumigen Wechsel der verschiedenen Bodentypen zurückzuführen, der durch die Daten nicht wiedergegeben werden kann.

Die Flächen mit einer Eintrittswahrscheinlichkeit über 50% sind bei der flächenhaften Darstellung des Modells der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss (etwa 18 % der Gridzellen) sehr viel kleiner als jene der ersten Bodentypengruppe. Sie befinden sich vor allem auf den flacheren Hängen (Bodinggraben, Ebenforstalm, Jörglalm, Stöfflalm, Hopfing), den konkaven Geländebereichen (Feichtau, Ramingleiten, Ahornsattel, Bereich Sandlgraben, Bereich Zaglbaueralm – Rotgsol), den ebenen Flächen (Zöbelboden, Bodinggraben, Schalhirtboden, Hochsattel, Ebenforstalm, Quellgebiet der Steyring) und entlang der Talsohlen (Wilder Graben, Kreuzeckgraben, Rettenbachtal).

Das Modell der Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss enthält neben dem konstanten Glied 5 weitere Variable. Wie bei den anderen Modellen weisen alle unabhängigen Variablen einen statistisch signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable auf. Abgesehen von den Variablen *WÖBT: Weide* (.003) und *Neigung (Grad)* (.001) zeigen sogar alle Variablen (.000) einen statistisch hochsignifikanten Einfluss. Die Effekt-Koeffizienten der Variablen *Geo_pedo: 6* (16.765), *Geo_pedo: 4* (14.570), *WÖBT: Weide* (5.638) und *Geom: Mech Geländefo* (5.116) sind deutlich größer als 1. Die hohen Werte dieser Variablen bestätigen die Beobachtung, dass die Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss in erster Linie über den tonreichsten Gesteinsarten (Mergelkalke, Mergel) vorkommen. Dieselben Zusammenhänge gelten auch für die Variable *Geom: Mech Geländefo*, die jene Flächen ausweist, auf denen es aufgrund von Prozessen der mechanischen Geländeformung zu Akkumulation von Schutt, Blöcken, Grus,

Sand oder Bodenmaterial kam. Die Interpretation der Variable *WÖBT: Weide* ist etwas schwierig, da es sich um keinen natürlichen Standortfaktor handelt. Da aber Almflächen ganz bewusst auf Flächen angelegt wurden und auch nachhaltig bewirtschaftbar sind, die aufgrund ihrer guten Standorteigenschaften tiefgründige und fruchtbare Böden aufweisen, kann diese Variable stellvertretend für eine Reihe von Standortfaktoren stehen, die als Gunstfaktoren für die Entwicklung von tiefgründigen Böden gelten. Dazu kommt, dass die Böden durch die Beweidung wahrscheinlich zusätzlich verdichtet und deshalb ihre wasserstauende Fähigkeit noch verstärkt wurde. Der einzige Standortfaktor, der mit einem Effekt-Koeffizienten kleiner als 1 in das Modell eingeht, ist die Neigung (*Neig (Grad)*). Das heißt, dass die wasserbeeinflussten Böden wie die Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss eher auf den flacheren Bereichen des Nationalparks vorkommen.

So wie bei den anderen 2 Modellen, geben die 5 Variablen die wesentlichen Standortfaktoren dieser Bodentypen wieder. Der „Standortfaktor“ *WÖBT: Weide* wurde deshalb im Modell belassen, um die Modellgüte zu heben. Diese könnte vielleicht auch dadurch gehoben werden, wenn die verschiedenen Typen der wasserbeeinflussten Böden (Typischer Pseudogley, Hangpseudogley) getrennt modelliert werden würden.

Die Flächen mit Eintrittswahrscheinlichkeiten über 50% liegen größtenteils innerhalb der Flächen der Almen des Nationalparks (Ebenforstalm, Bereich Schaumbergalm, Alpstein, Zaglbaueralm, Blumaueralm, Dörfmoaralm, Puglalm, Blabergalm, Anlaufalm).

Tabelle 92 zeigt die Ergebnisse des Likelihood Ratio – Tests, der mit dem F – Test der linearen Regressionsanalyse vergleichbar ist. Für alle 3 Modelle wurde ein statistisch hochsignifikanter Wert (Spalte: Sig.) berechnet. Das heißt, dass die Zusammenhänge, die in den Modellen spezifiziert wurden, auch auf die Grundgesamtheit übertragbar sind. Da die Güte der Modelle mit der Höhe der empirischen Testgrößen (Spalte: Chi – Quadrat) korreliert, kann das Modell der Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss mit einem Wert von 182.995 als „bestes“ Modell bezeichnet werden. Dahinter folgen das Modell der Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss (114.695) und das Modell der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss (77.895).

Ein weiteres Gütemaß mit dem die Qualität der Modelle quantifiziert werden kann, ist Nagelkerkes R^2 . Es ist mit dem Bestimmtheitsmaß (R^2) der linearen Regression vergleichbar und der Wert des Gütemaßes beschreibt demnach den Anteil der Varianz der abhängigen Variablen, der durch die unabhängigen Variablen erklärt wird. Nach Tabelle 93 ist die Güte des gesamten Modells bei dem Modell der Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss (.321) am höchsten. Danach folgen die Modelle der Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss (.312) und der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss (.146). Der geringe Wert des Modells der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass unabhängige Variablen fehlen, mit denen die Streuung der abhängigen Variablen erklärt werden kann und, dass die vorhandenen Daten den kleinräumigen Wechsel der verschiedenen Bodentypen, der in der Natur zu beobachten ist,

nicht wiedergeben können. Dies gilt vor allem für die Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss, die in den flächenmäßig kleinen Akkumulationslagen (Senken, Mulden, Spalten) der Kalkstöcke vorkommen. Um diese Standorte modellieren zu können, müsste vor allem das Höhenmodell viel genauer sein.

Die Güte der Anpassung wird durch die Klassifikationsmatrizen der vollständigen Modelle (Tabelle 94) wiedergegeben. Verglichen mit den Klassifikationsmatrizen der Nullmodelle, erhöht sich der Prozentsatz der Richtigen bei allen 3 Modellen. Das Modell der Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss verzeichnet mit 15.9 Prozentpunkten die größte Steigerung. Bei den beiden anderen Modellen ist die Steigerung mit 1.1 (Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss) und .9 (Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss) Prozentpunkten nur sehr gering. Wenn davon ausgegangen wird, dass durch die Nullmodelle nur alle Fälle einer der beiden Kategorien (0,1) richtig bestimmt werden können, dann ist das Modell der Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss jenes Modell, dass nach der Berücksichtigung der unabhängigen Variablen die meisten Fälle der zweiten Kategorie (60.8 %) richtig schätzt. Dahinter folgen das Modell der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss (23.1 %) und das Modell der Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss (20.3 %). Dieser Wert relativiert auch den hohen Prozentsatz der Richtigen des Modells der wasserbeeinflussten Bodentypen (91.1 %), der wahrscheinlich darauf zurückzuführen ist, dass von 689 Beobachtungen „nur“ 69 der Kategorie der Bodentypen mit Stau- oder Grundwasser zuzuordnen sind. In der Tabelle 94 sind auch die Werte der maximalen und der proportionalen Zufallswahrscheinlichkeiten angeführt. Diese Werte werden berechnet, um die Trefferquote (richtige Zuordnung) der Stichprobe mit der Trefferquote zu vergleichen, die bei einer zufälligen Zuordnung der Elemente erreicht werden würde. Die maximale Zufallswahrscheinlichkeit berücksichtigt die Tatsache, dass die Zufallswahrscheinlichkeit bei einer Variable mit zwei Kategorien mit unterschiedlichen Häufigkeiten nicht 50 %, sondern gleich dem relativen Anteil der zahlenmäßig größeren Kategorie ist. Bei einem Vergleich der Werte der maximalen Zufallswahrscheinlichkeit mit jenen der Gesamtprozentsätze der Richtigen zeigt sich, dass diese 3 Werte größer als die Werte der maximalen Zufallswahrscheinlichkeit sind. Das gleiche gilt auch für die Werte der proportionalen Zufallswahrscheinlichkeit. Bei der Analyse dieser Werte sollte jedoch nicht vergessen werden, dass die Maximum Likelihood Methode bei der Schätzung der Regressionskoeffizienten die Maximierung des Gesamtprozentsatzes der Richtigen zum Ziel hat. Deshalb sind die Trefferquoten (richtige Zuordnung) in den Klassifikationsmatrizen immer überhöht und deshalb mit etwas Vorsicht zu genießen.

Den Schluß bildete die Kombination der Grids, die deshalb vorgenommen, um eine Bodentypenkarte für die weiteren Analyseschritte zu erstellen. Im Zuge der Kombination der Grids stellte sich heraus, dass auf einigen Gridzellen keine oder gleich mehrere der 3 Bodentypengruppen eine Eintrittswahrscheinlichkeit über 50% erreichten. Aus diesem Grund wurden zuerst die Grids des Modells der Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss und des Modells mit Tag- oder Stauwassereinfluss miteinander kombiniert.

Da das Modell der Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss bei den statistischen Gütemaßen die besseren Werte aufwies, wurde auf den 714 Gridzellen (.06 % der Gridzellen), auf denen beide Bodentypengruppen Eintrittswahrscheinlichkeiten über 50% erreichten, das Modell der Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss favorisiert. Auf den restlichen 341515 Gridzellen, auf denen keines der beiden Modelle Eintrittswahrscheinlichkeiten über 50 % erreichte, wurde der Bodentyp mit deutlichem Braunlehmeinfluss ausgeschieden. Die Überlegung, auf der die erläuterten Arbeitsschritte basieren, ist jene, dass die Wahrscheinlichkeit, dass auf den Flächen der Gridzellen tatsächlich die modellierten Bodentypen zu finden sind, bei den beiden Bodentypen am größten ist. Demnach müssen auf den restlichen Gridzellen andere Bodentypen zu finden sein. Das Ergebnis dieser Kombination ist in Abbildung 52 zu sehen. Die Vegetationsarmen Flächen, die im Zuge der Luftbildauswertung erhoben wurden, wurden deshalb berücksichtigt (Abbildung 53), weil sie die Flächen anzeigen, auf denen Bodentypen wie initiale Rendzinen und Rohböden zu finden sind. Dasselbe gilt für die Gridzellen, deren Flächen von einem Gewässer berührt werden. Mit diesen Gridzellen sollen die potentiellen Überschwemmungsflächen angezeigt werden, auf denen lediglich Rohböden, initiale Rendzinen oder Schwemmböden zu finden sind.

4.4 Modellierung der potentiell natürlichen Vegetation

4.4.1 Ergebnisse

4.4.1.1 Modell ohne unabhängige Variablen

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit den Ergebnissen der so genannten Nullmodelle, welche dadurch charakterisiert sind, dass sie außer den konstanten Gliedern, keine unabhängigen Variablen enthalten. Tabelle 95 zeigt die mit -2 multiplizierten logarithmierten Likelihood Werte dieser Modelle, welche sich aus der Schätzung der konstanten Glieder mit Hilfe der *Maximum Likelihood – Methode* ergeben.

Tabelle 95: -2 LogLikelihood Werte der Nullmodelle.

PNV	-2 LogLikelihood
Helleboro nigri – Fagetum (Höhenvariante 1)	690.897
Helleboro nigri – Fagetum(Höhenvariante 2)	817.108
Carici albae – Fagetum	375.139
Carici albae – Piceetum	422.176
Latschengesellschaften	260.295

Tabelle 96 gibt in der Spalte *Regressionskoeffizient B* die Werte der konstanten Glieder der jeweiligen Nullmodelle wieder. Die Spalte *Wald* zeigt die berechneten (empirischen) Testgrößen für die Wald – Statistik. Die Spalte *Sig.* zeigt die statistische Signifikanz dieser Werte bei der

angeführten Zahl von Freiheitsgraden (Spalte *df*). Die letzte Spalte *Exp (B)* gibt die Effekt-Koeffizienten der konstanten Glieder wieder.

Tabelle 96: Konstante Glieder, Wald – Statistik und Effekt-Koeffizienten der Nullmodelle.

PNV	Variable	Regressions-Koeffizient B	Wald	df	Sig.	Exp (B)
Helleboro nigri – Fagetum (Höhenvariante 1)	Konstante	-.993	115.186	1	.000	.370
Helleboro nigri – Fagetum (Höhenvariante 2)	Konstante	-.156	3.567	1	.059	.856
Carici albae – Fagetum	Konstante	-2.239	258.284	1	.000	.107
Carici albae – Piceetum	Konstante	-2.042	250.971	1	.000	.130
Latschengesellschaften	Konstante	-2.798	250.892	1	.000	.061

Tabelle 97 zeigt die Klassifikationsmatrizen der Nullmodelle. Dabei werden die beiden empirisch beobachtbaren Kategorien (*Beobachtet*) den beiden Kategorien (*Geschätzt*), die sich aus den geschätzten Eintrittswahrscheinlichkeiten der Modelle ergeben, gegenübergestellt. Der Schwellenwert, der darüber entscheidet, in welcher der beiden Kategorien die geschätzten Wahrscheinlichkeiten liegen, wird dabei mit 0.5 (50%) festgelegt.

Tabelle 97: Klassifikationsmatrizen der Nullmodelle.

		Geschätzt		
		Helleboro nigri – Fagetum 1		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Helleboro nigri – Fagetum 1	0	432	0	100.0
	1	160	0	.0
Gesamtprozentsatz				73.0
		Geschätzt		
		Helleboro nigri – Fagetum 2		Prozentsatz der Richtigen
		Beobachtet		
Helleboro nigri – Fagetum 2	0	319	0	100.0
	1	273	0	.0
Gesamtprozentsatz				53.9
		Geschätzt		
		Carici albae – Fagetum		Prozentsatz der Richtigen
		Beobachtet		
Carici albae – Fagetum	0	535	0	100.0
	1	57	0	.0
Gesamtprozentsatz				90.4
		Geschätzt		
		Carici albae – Piceetum		Prozentsatz der Richtigen
		Beobachtet		
Carici albae – Piceetum	0	524	0	100.0
	1	68	0	.0
Gesamtprozentsatz				88.5
		Geschätzt		
		Latschengesellschaften		Prozentsatz der Richtigen
		Beobachtet		
Latschengesellschaften	0	558	0	100.0
	1	34	0	.0
Gesamtprozentsatz				94.3

4.4.1.2 Modelle mit unabhängigen Variablen

Im Gegensatz zu den Nullmodellen enthalten die vollständigen Modelle alle unabhängigen Variablen, die im Zuge der Modellbildungen in die Modelle aufgenommen werden. In der Spalte *Regressionskoeffizient B* der Tabelle 98 sind die geschätzten Regressionskoeffizienten der aufgenommenen Variablen aufgelistet. Die folgenden drei Spalten *Wald*, *df* und *Sig.* zeigen die Ergebnisse der Wald – Statistik, die mit dem T – Test der linearen Regressionsanalyse vergleichbar ist. Dabei enthält die Spalte *Wald* die (empirischen) Testgrößen, die durch die Wald –Statistik ermittelt werden. Die Spalte *df* gibt die Freiheitsgrade wieder, die, gemeinsam mit der Irrtumswahrscheinlichkeit, für die Berechnung des Signifikanzwertes benötigt werden. Die Spalte *Sig.* enthält schlussendlich die Signifikanzwerte für jeden Regressionskoeffizienten der Modelle bei der angeführten Zahl an Freiheitsgraden. Die Spalte *Exp (B)* gibt die Effekt-Koeffizienten (odd ratio) der Regressionskoeffizienten wieder, die etwas über die Wirkungsrichtung und –stärke der Variablen aussagen. Die Spalte *95% Konfidenzintervall für*

Exp (B) gibt die Konfidenzintervalle der Regressionskoeffizienten an. Sie geben an, in welchen Bereichen die „wirklichen“ Effekt-Koeffizienten der Grundgesamtheit liegen.

Tabelle 98: Regressionskoeffizienten, Wald – Statistik, Effekt-Koeffizienten und Konfidenzintervalle der vollständigen Modelle.

PNV	Unabhängige Variablen	Regressions-Koeffizient B	Wald	df	Sig.	Exp (B)	95% Konfidenzintervall für Exp (B)	
							Unterer Wert	Oberer Wert
Helleboronigri – Fagetum 1	Konstante	8.461	111.712	1	.000	4725.146		
	Seehöhe	-.011	130.228	1	.000	.989	.987	.991
	Expo: N	.872	5.219	1	.022	2.392	1.132	5.057
	Expo: S	-.921	5.966	1	.015	.398	.190	.834
	Geom: Mech Geländeform	1.063	9.323	1	.002	2.894	1.463	5.724
Helleboronigri – Fagetum 2	Konstante	-5.630	65.361	1	.000	.004		
	Seehöhe	.007	122.877	1	.000	1.007	1.006	1.009
	Expo: NO	.684	4.739	1	.029	1.981	1.071	3.667
	Expo: O	.983	6.536	1	.011	2.673	1.258	5.679
	Neig (Grad)	-.062	20.995	1	.000	.940	.916	.965
	Geom: Dol klein	-2.988	11.802	1	.001	.050	.009	.277
	Geom: Karren leicht	-1.276	4.729	1	.030	.279	.088	.882
	Geom: Karren stark	-2.133	21.645	1	.000	.118	.048	.291
	Geo_pnv: ges		23.891	5	.000			
	Geol: 2	-.074	.030	1	.863	.928	.399	2.161
	Geol: 3	1.647	6.422	1	.011	5.191	1.452	18.551
	Geol: 4	1.905	12.078	1	.001	6.721	2.295	19.681
	Geol: 5	.766	7.686	1	.006	2.152	1.252	3.698
Geol: 6	1.507	5.409	1	.020	4.512	1.267	16.063	
Caricalbae – Fagetum	Konstante	-1.995	7.169	1	.007	.136		
	Seehöhe	-.003	14.192	1	.000	.997	.996	.999
	Glbstr: Wiso	.005	24.194	1	.000	1.005	1.003	1.006
	Geo_pnv: 5	.650	4.531	1	.033	1.915	1.053	3.485
Caricalbae – Piceetum	Konstante	-5.745	26.003	1	.000	.003		
	Geom: Karren stark	1.230	6.748	1	.009	3.422	1.353	8.657
	Seehöhe	-.002	10.193	1	.001	.998	.996	.999
	Neig (Grad)	.093	16.929	1	.000	1.097	1.050	1.147
	Geom: Schutt kantig	2.811	10.552	1	.001	16.624	3.049	90.631
	Glbstr: Wiso	.004	15.985	1	.000	1.004	1.002	1.006
	Geo_pnv: 1	1.562	13.940	1	.000	4.768	2.100	10.825
	Geo_pnv: 2	1.909	18.835	1	.000	6.749	2.849	15.987
Latschen-Gesellschaften	Konstante	-10.927	32.185	1	.000	.000		
	Glbstr: Tgntgl	-.001	12.587	1	.000	.999	.998	.999
	Geom: Karren stark	1.530	5.110	1	.024	4.617	1.226	17.391
	Seehöhe	0.010	37.396	1	.000	1.010	1.006	1.013

Tabelle 99 zeigt sowohl die Werte, die für die Durchführung des Likelihood Ratio – Tests notwendig sind, als auch die Ergebnisse dieses Tests für die 5 Modelle. Die Spalten *-2 LogLikelihood (Nullmodell)* und *-2 LogLikelihood (vollst. Modell)* enthalten die *-2 LogLikelihood* Werte der Null- beziehungsweise der vollständigen Modelle. Die Werte der Spalte *ChiQuadrat* ergeben sich aus den Differenzen der beiden *-2 LogLikelihood* Werte und bilden die Testgrößen für den Likelihood Ratio – Test. Die Spalte *df* gibt die Freiheitsgrade für diesen Test an, die sich aus der Anzahl der Modellvariablen ergibt. Die letzte Spalte *Sig.* gibt die statistische Signifikanz bei der angeführten Zahl an Freiheitsgraden wieder.

Tabelle 99: Ergebnis des Likelihood Ratio – Tests.

PNV	-2 LogLikelihood (Nullmodell)	-2 LogLikelihood (vollst. Modell)	ChiQuadrat	df	Sig.
Helleboro nigri – Fagetum (Höhenvariante 1)	690.897	374.857	316.039	4	.000
Helleboro nigri – Fagetum (Höhenvariante 2)	817.108	569.136	247.973	12	.000
Carici albae – Fagetum	375.139	330.943	44.196	3	.000
Carici albae – Piceetum	422.176	317.342	104.834	7	.000
Latschengesellschaften	260.295	123.099	137.196	3	.000

Tabelle 100 zeigt die Ergebnisse der Berechnung einer Pseudo-R-Quadrat – Statistik, die sich mit dem Bestimmtheitsmaß der linearen Regression vergleichen lässt, und die Güte des Gesamtmodells quantifizieren.

Tabelle 100: Pseudo-R-Quadrat – Statistiken der vollständigen Modelle.

PNV	Nagelkerkes R ²
Helleboro nigri – Fagetum (Höhenvariante 1)	.601
Helleboro nigri – Fagetum (Höhenvariante 2)	.457
Carici albae – Fagetum	.153
Carici albae – Piceetum	.318
Latschengesellschaften	.581

Die Klassifikationsmatrizen, die in der Tabelle 101 dargestellt sind, zielen auf die Beurteilung der Klassifikationsergebnisse und somit auf die Güte der Anpassung ab. Dabei werden die beiden empirisch beobachtbaren Kategorien (*Beobachtet*) den beiden Kategorien (*Geschätzt*), die sich aus den geschätzten Eintrittswahrscheinlichkeiten der Modelle ergeben, gegenübergestellt. Der Schwellenwert, der darüber entscheidet, in welcher der beiden Kategorien die geschätzten Wahrscheinlichkeiten liegen, wird dabei mit 0.5 (50%) festgelegt.

Tabelle 101: Klassifikationsmatrizen der vollständigen Modelle.

		Geschätzt		
		Helleboro nigri – Fagetum (Höhenvariante 1)		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Helleboro nigri – Fagetum (Höhenvariante 1)	0	399	33	92.4
	1	51	109	68.1
Gesamtprozentsatz				85.8
Maximale Zufallswahrscheinlichkeit				73.0
Proportionale Zufallswahrscheinlichkeit				60.6
		Geschätzt		
		Helleboro nigri – Fagetum (Höhenvariante 2)		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Helleboro nigri – Fagetum (Höhenvariante 2)	0	262	57	82.1
	1	60	213	78.0
Gesamtprozentsatz				80.2
Maximale Zufallswahrscheinlichkeit				53.9
Proportionale Zufallswahrscheinlichkeit				50.3
		Geschätzt		
		Carici albae – Fagetum		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Carici albae – Fagetum	0	535	0	100.0
	1	57	0	.0
Gesamtprozentsatz				90.4
Maximale Zufallswahrscheinlichkeit				90.4
Proportionale Zufallswahrscheinlichkeit				82.6
		Geschätzt		
		Carici albae – Piceetum		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Carici albae – Piceetum	0	515	9	98.3
	1	51	17	25.0
Gesamtprozentsatz				89.9
Maximale Zufallswahrscheinlichkeit				88.5
Proportionale Zufallswahrscheinlichkeit				79.6
		Geschätzt		
		Latschengesellschaften		Prozentsatz der Richtigen
Beobachtet		0	1	
Latschengesellschaften	0	554	4	99.3
	1	15	19	55.9
Gesamtprozentsatz				96.8
Maximale Zufallswahrscheinlichkeit				94.3
Proportionale Zufallswahrscheinlichkeit				89.2

Abbildung 54, Abbildung 55, Abbildung 56, Abbildung 57 und Abbildung 58 zeigen die Ergebnisse der Visualisierung der 5 Modelle, wobei die grün gefärbten Flächen jene Gridzellen darstellen, deren Eintrittswahrscheinlichkeit über 0.5 liegt und demnach die jeweilige potentiell

natürliche Vegetationseinheit zu finden sein sollte. Innerhalb dieser grün gefärbten Flächen, weisen dunklere Grüntöne auf höhere Eintrittswahrscheinlichkeiten hin. Die blau gefärbten Flächen zeigen dagegen wieder Gridzellen mit Wahrscheinlichkeitswerten unter 0.5. Im Gegensatz zu den grün gefärbten Flächen, weisen hier dunklere Farbtöne niedrigere Eintrittswahrscheinlichkeiten aus. So wie die Modelle der Bodentypen wurden auch diese Modelle schlussendlich miteinander kombiniert. Die Abbildung 59 zeigt das Ergebnis der Kombination, welches für die weiteren Analyseschritte verwendet wurde. Für das zweite Ergebnis (Abbildung 60) wurde das erste Ergebnis mit den Modellen des *Carici albae* – Fagetum und dem *Alnetum incanae* ergänzt. Zudem enthält dieses zweite Ergebnis die Standorte der potentiell natürlichen Vegetationsgesellschaften, die nicht modelliert wurden.

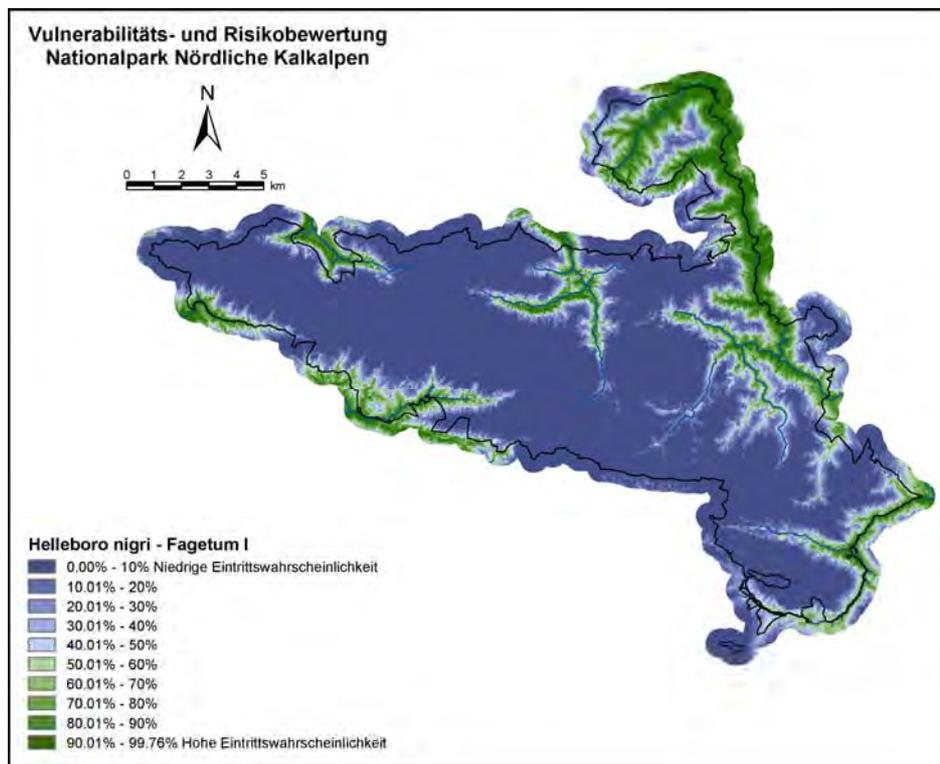


Abbildung 54: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit des *Helleboro nigri* – Fagetums 1.

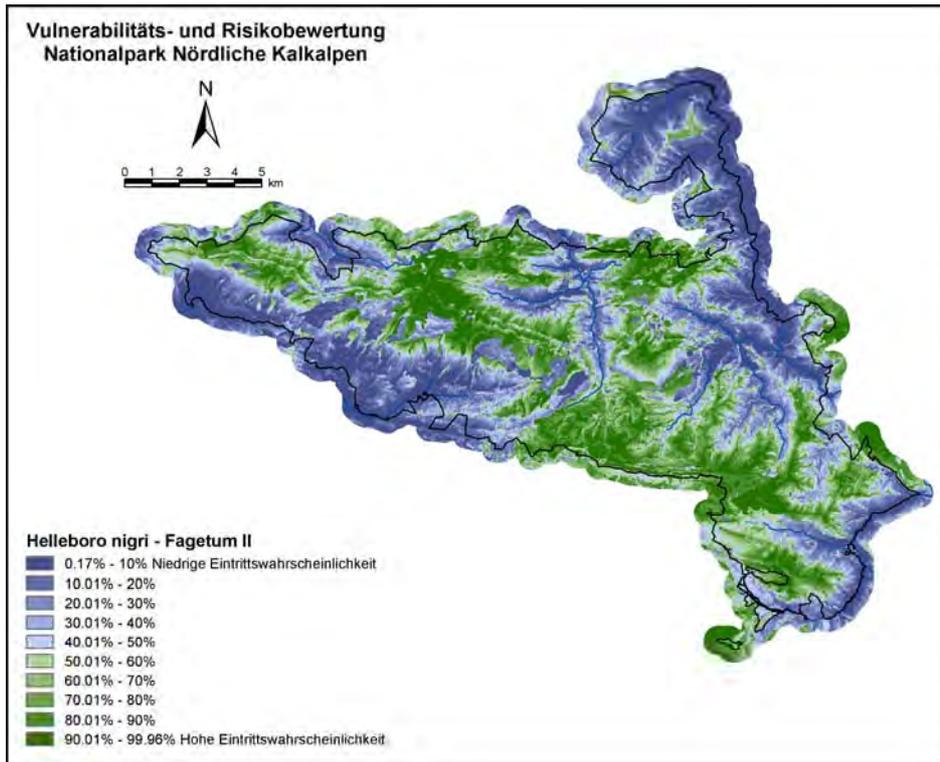


Abbildung 55: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit des *Helleboro nigri* – Fagetums 2.

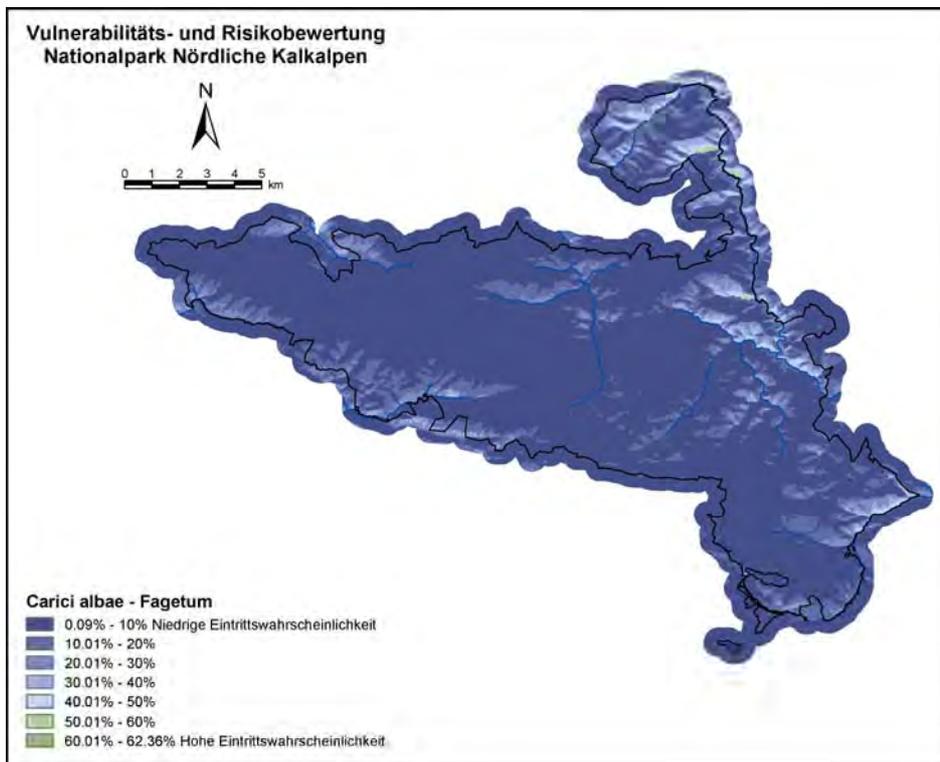


Abbildung 56: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit des *Carici albae* – Fagetums.

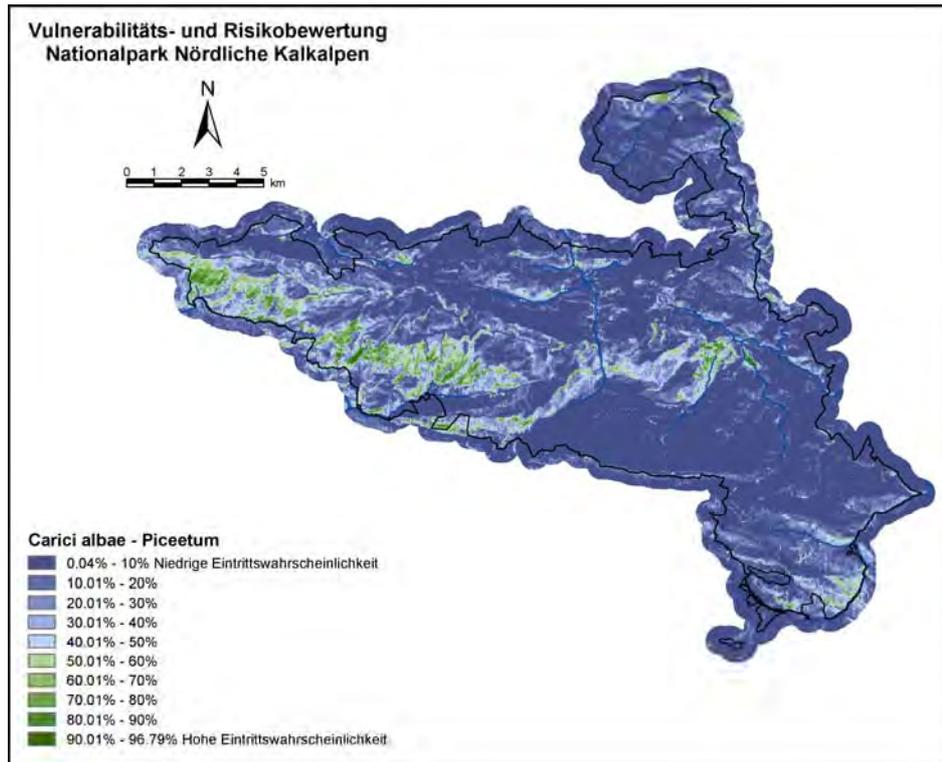


Abbildung 57: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit des Carici albae – Piceetums.

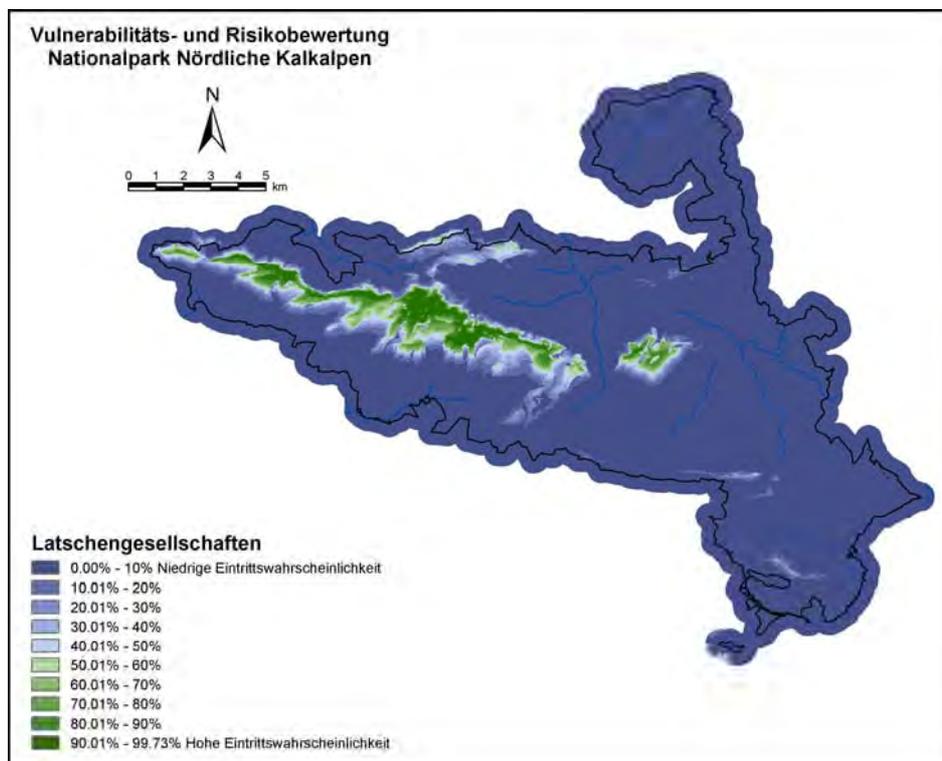


Abbildung 58: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit der Latschengesellschaften.

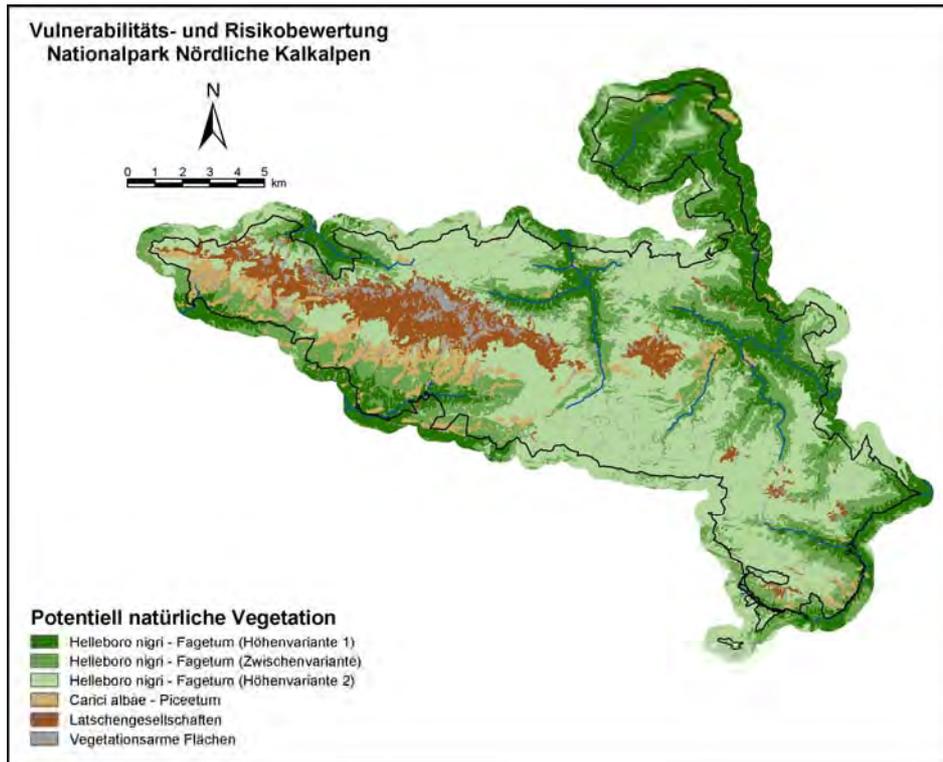


Abbildung 59: Kombination der Modelle der potentielle natürlichen Vegetation

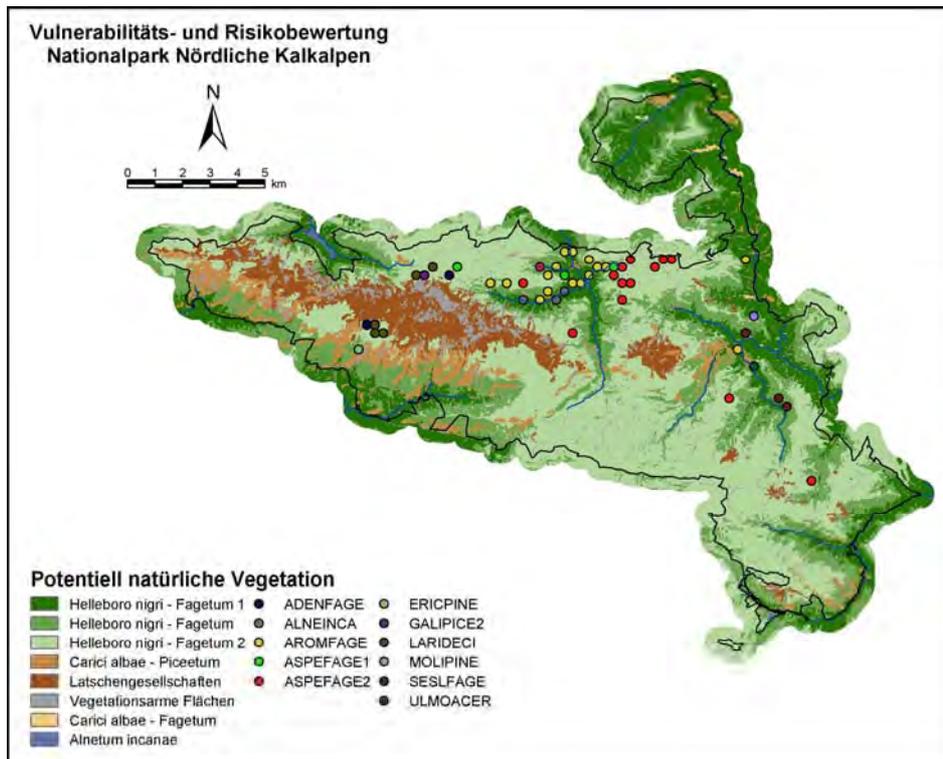


Abbildung 60: Ergebnis der Modellierung der potentiell natürlichen Vegetationstypen.

4.4.2 Diskussion

Die -2 LogLikelihood Werte der Nullmodelle liegen zwischen 260.295 (Latschengesellschaften) und 817.108 (Helleboro nigri – Fagetum 2). Die Werte korrelieren mit dem relativen Verhältnis zwischen den beiden Kategorien (0,1) der abhängigen Variablen. Dieser Zusammenhang ist auf die Anwendung der Maximum Likelihood – Methode bei der Schätzung der Regressionskoeffizienten und der Berechnung der Eintrittswahrscheinlichkeiten zurückzuführen. Der iterative Rechenprozess dieser Methode wird dann gestoppt, wenn die Differenz zwischen den Häufigkeiten der beiden beobachtbaren Kategorien und den beiden Kategorien, die von den berechneten Eintrittswahrscheinlichkeiten abgeleitet werden, am geringsten ist (BACKHAUS ET AL., 2003). Da bei allen 5 abhängigen Variablen die Häufigkeit der Kategorie 0 größer ist als jene der Kategorie 1, werden die konstanten Glieder so geschätzt, dass sich für alle Fälle der Stichprobe Eintrittswahrscheinlichkeiten unter 0.5 (50%) ergeben. Nur so kann die Differenz zwischen den Häufigkeiten der beiden beobachtbaren Kategorien und den beiden Kategorien, die von den berechneten Eintrittswahrscheinlichkeiten abgeleitet werden, minimiert werden. Da der relative Anteil der Kategorie 0 der Variablen Latschengesellschaften im Vergleich den relativen Anteilen der anderen Variablen am größten ist, weist dieses Modell den geringsten -2 LogLikelihood Wert (260.295) auf. Den höchsten Wert weist dagegen das Modell des Helleboro nigri – Fagetums 2 (817.108) auf. Diese Tatsache ist darauf zurückzuführen, dass das Verhältnis zwischen den beiden Kategorien am ausgeglichensten ist. Dazwischen liegen die Werte der Modelle des Carici albae – Fagetums (375.139), des Carici albae – Piceetums (422.176) und des Helleboro nigri – Fagetums 1 (690.897).

Die erläuterten Zusammenhänge werden auch bei der Betrachtung der Klassifikationsmatrizen, der Effekt-Koeffizienten und der Regressionskoeffizienten der Nullmodelle (Tabelle 97) sichtbar. So werden alle Fälle der Kategorie 0 durch die Nullmodelle richtig geschätzt, jedoch keine der Kategorie 1. Zudem gilt der Zusammenhang, dass der Prozentsatz der Richtigen umso größer ist, je größer die absolute Häufigkeit der Kategorie 0 ist. Die Effekt-Koeffizienten aller 5 Nullmodelle weisen Werte unter 1 auf. Je größer die Differenz zwischen diesen Werten und 1 ist, desto größer ist auch der relative Anteil der Kategorie 0. Dieser Zusammenhang gilt auch für die Regressionskoeffizienten, wobei der Bezugswert nicht wie bei den Effekt-Koeffizienten 1 sondern 0 ist.

Die Waldstatistik, die mit dem T – Test der linearen Regression vergleichbar ist, weist für 4 der 5 Nullmodelle einen statistisch hochsignifikanten Wert (.000) auf. Nur bei dem Modell des Helleboro nigri – Fagetum 2 ist der Wert mit .059, etwas größer als der Wert .05 und somit statistisch nicht signifikant. Diese Tatsache ist auf das ausgeglichene Verhältnis der beiden Kategorien (0, 1) zurückzuführen.

Bei den vollständigen Modellen der potentiell natürlichen Waldgesellschaften wurden, wie bei der Modellierung der effektiven Gründigkeit und der Bodentypen, nur unabhängige Variablen berücksichtigt, die einen statistisch signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable aufwiesen.

Aus diesem Grund sind auch die Wertebereiche der Konfidenzintervalle der Effekt-Koeffizienten relativ klein und die Ober- beziehungsweise die Untergrenzen liegen immer unter beziehungsweise über dem Wert 1. Eine Ausnahme bildeten die einzelnen Kategorien der Variablen mit nominalem Datenniveau. Bei diesen Variablen musste nur die Variable als Ganzes einen signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable aufweisen.

Beim Modell des Helleboro nigri – Fagetum 1 weisen nur die Variablen *Expo: N* (.022), *Expo: S* (.015) und *Geom: Mech Geländeform* (.002) einen Signifikanzwert größer als Null auf. Dabei gilt, dass die statistische Signifikanz umso schlechter ist, je näher der Signifikanzwert bei .05 liegt. Da diese Werte jedoch alle unter .05 (Irrtumswahrscheinlichkeit: 5%) liegen, ist ihr Einfluss noch immer signifikant. Die Effekt-Koeffizienten (Spalte: Exp (B)) zeigen einerseits die Richtung des Zusammenhangs und andererseits die Stärke des Einflusses auf die abhängige Variable und sind deshalb vergleichbar mit den standardisierten Regressionskoeffizienten der linearen Regressionsanalyse. Werte unter 1 weisen darauf hin, dass bei steigenden Werten dieser Variablen, die Eintrittswahrscheinlichkeit abnimmt. Zudem gilt, dass diese Abnahme umso stärker ist, je weiter dieser Wert von 1 entfernt ist. Das gleiche gilt im umgekehrten Sinn für Effekt-Koeffizienten mit Werten über 1. In das Modell des Helleboro nigri – Fagetum 1 gehen die Variablen *Seehöhe* (.989) und *Expo: S* (.398) mit einem Effekt-Koeffizient kleiner als 1 ein. Das heißt, dass die Eintrittswahrscheinlichkeiten mit steigender Seehöhe beziehungsweise auf südexponierten Flächen sinken. Da die Differenz zwischen dem Effekt-Koeffizient der Variablen *Expo: S* und 1 viel größer ist als jene der Variablen *Seehöhe*, beeinflusst die Variable *Expo: S* die Änderung der Eintrittswahrscheinlichkeit viel stärker als die Variable *Seehöhe*. Im Gegensatz dazu, sind die Variablen *Geom: Mech Geländeform* (2.894) und *Expo: N* (2.392) für eine Zunahme der Eintrittswahrscheinlichkeit verantwortlich, wobei die erste Variable aufgrund des höheren Wertes des Effekt-Koeffizienten einen stärkeren Einfluss auf die Änderung der Wahrscheinlichkeiten hat. Nach den Zusammenhängen, die durch das Modell spezifiziert wurden, kommt das Helleboro nigri – Fagetum 1 vor allem in den tieferen Lagen vor. Die Effekt-Koeffizienten der Variablen *Expo: N* und *Expo: S* weisen darauf hin, dass diese Waldgesellschaft vor allem auf den schattigeren und somit auch feuchteren Lagen zu finden ist. Der einzige Hinweis auf eine Präferenz des geologischen Untergrundes dieser Waldgesellschaft ist die Variable *Geom: Mech Geländeform*, die jene Flächen zeigt, auf denen es aufgrund von Prozessen der mechanischen Geländeformung zu Akkumulation von Schutt, Blöcken, Grus, Sand oder Bodenmaterial kam.

Diese Zusammenhänge werden auch in Abbildung 54 sichtbar. So dominieren die Hallenbestände des Schneerosen – Buchenwaldes vor allem im Bodinggraben, Großer Bach, Hopfing, Großer Weißenbach, Langer Graben, Laussabach und Hinterer Rettenbach.

Nach der Aussage von ZUKRIGL zit. nach MUCINA, GRABHERR, WALLNÖFER (1993) liegt der Verbreitungsschwerpunkt der Hallenbestände des Schneerosen – Buchenwaldes über karbonathaltigem Gestein, welches sowohl massiv als auch als Blockwerk vorliegen kann. Entscheidend für die Besiedlung der unterschiedlichen Expositionen, ist vor allem ein mäßig

frischer Wasserhaushalt, der unter anderem auch von der Niederschlagsmenge und dessen Verteilung abhängt. Da der Nationalpark aufgrund seiner Lage im Nordstauereich der Alpen hohe Niederschlagsmengen aufweist, kann das Helleboro nigri – Fagetum im Nationalpark wahrscheinlich auf allen Expositionen vorkommen. Da jedoch viele Standorte durch die menschliche Bewirtschaftung degradiert wurden, sind von KOCH (1998) in den sonnenexponierten Lagen des Nationalparks wahrscheinlich vorwiegend trockenere Waldgesellschaften (*Carici albae* – Fagetum bzw. *Piceetum*) ausgeschieden worden.

Vor der Diskussion des Modells des Helleboro nigri – Fagetum 2, sollte kurz der Unterschied zwischen diesen beiden Varianten erläutert werden. Bei der Höhenvariante 1, die vor allem in der submontanen und tiefmontanen Stufe auftritt, handelt es sich im Wesentlichen um Buchenreinbestände. In größeren Seehöhen, nimmt die Konkurrenzkraft der Buche ab. Jene der Fichte und der Tanne steigt dagegen. Die Folge ist eine Zunahme des Fichten- und Tannenanteils in größeren Höhen. Aus diesem Grund wurde eine Höhenvariante 2 ausgeschieden. Dieser Unterschied geht durch die Variable *Seehöhe* in die Modelle ein. Im Gegensatz zum Modell des Helleboro nigri – Fagetums 1 geht die Seehöhe in das Modell des Helleboro nigri – Fagetum 2 mit einem Effekt-Koeffizient größer als 1 (1.007) ein. Somit steigt die Eintrittswahrscheinlichkeit dieser Waldgesellschaft in den höheren Lagen. Das Resultat dieses Vorzeichenwechsels wird auch in den Abbildung 54 und Abbildung 55 deutlich sichtbar. Im Gegensatz zum Helleboro nigri – Fagetum 1 sind die fichten- und tannenreicheren Bestände des Helleboro nigri – Fagetum 2 in den höheren Lagen (z.B.: Zöbelboden, Ebenforstalm, Göritz, Feichtau) des Nationalparks zu finden. Dabei muss jedoch auf einen Fehler des Modells hingewiesen werden. Da bei der binären linearen Regression von der Annahme ausgegangen wird, dass die Zusammenhänge im Modell linearer Natur sind, kann das Modell die Waldgrenze, die durch eine Abnahme der Eintrittswahrscheinlichkeit ab einer bestimmten Seehöhe sichtbar werden sollte, nicht wiedergeben. So wie die Variable *Seehöhe* haben auch die anderen 8 Regressionskoeffizienten einen statistisch signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable. Den „schlechtesten“ Signifikanzwert weist die Variable *Geom: Karren leicht* (.030) auf, gefolgt von den Variablen *Expo: NO* (.029), *Expo: O* (.011), und *Geom: Dol klein* (.001). Die restlichen Variablen weisen einen Signifikanzwert von .000 auf. Eine Ausnahme bildet die Kategorie *Geol: 2* (.928) der nominalen Variablen *Geo_pnv: ges*. Sie weist einen Signifikanzwert größer als .05 auf. Zwar hat die Variable *Geo_pnv: ges* als Ganzes einen statistisch hochsignifikanten Einfluss auf die abhängige Variable. Da jedoch für die Schätzung der Regressionskoeffizienten alle Kategorien der nominalen Variablen in Dummy – Variablen umgewandelt werden und für jede dieser Kategorie ein eigener Regressionskoeffizient geschätzt wird, kann es passieren, dass nicht alle Kategorien einen statistisch signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable aufweisen. In diesem Fall trifft dieser Sachverhalt für die zweite Gruppe (*Geol: 2*) der nominalen Variablen *Geo_pnv: ges* zu. Da das Konfidenzintervall einen Wertebereich von .399 bis 2.161 umfasst, ist der Wert des Effekt-Koeffizienten und somit die Dummy – Variable nicht interpretierbar. Die 4 anderen Kategorien, deren Signifikanzwerte

von .001 bis .020 reichen, weisen jedoch einen statistisch signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable auf. Ihre Effekt-Koeffizienten liegen, wie jene der Variablen *Expo: O* (2.673), *Expo: NO* (1.981) und *Seehöhe* (1.007), über 1. Das heißt, dass das *Helleboro nigri* – Fagetum 2 einerseits eher schattigere Standorte bevorzugt und andererseits nicht auf einen speziellen geologischen Untergrund beschränkt ist. Besonders hohe Effekt-Koeffizienten weisen die Kategorien *Geol: 3* (Verunreinigte Karbonate, Verunreinigte Karbonate bzw. Dolomite, Verunreinigte Karbonate bzw. Kieselgesteine), *Geol: 4* (Mergelkalke bzw. Mergel, Mergelkalke bzw. Mergel bzw. Kieselgesteine) und *Geol: 6* (Tonige Gesteine, Mergel, Mergel bzw. Sandstein, Kieselige Gesteine) auf. Dieser Zusammenhang widerspricht den Verbreitungsschwerpunkten nach ZUKRIGL zit. nach MUCINA, GRABHERR, WALLNÖFER (1993), der das *Helleboro nigri* – Fagetum den „reinen“ karbonatischen Gesteinsarten zuordnet. Die Variablen *Neig (Grad)* (.940), *Geom: Karren leicht* (.279), *Geom: Karren stark* (.118), und *Geom: Dol klein* (.050) gehen dagegen mit Effekt-Koeffizienten kleiner als 1 in das Modell ein. Das heißt, dass die Eintrittswahrscheinlichkeit des *Helleboro nigri* – Fagetum 2 bei abnehmender Neigung steigt. Zudem meidet diese Waldgesellschaft Flächen mit Verkarstung, die durch die anderen 3 Variablen wiedergegeben werden. Dieser Zusammenhang ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass auf der Südseite des Sengengebirges und in den höheren Lagen des Nationalparks, auf denen große Flächen mit sichtbarer Verkarstung zu finden sind, vor allem *Latschengesellschaften* und *Carici albae* – Gesellschaften ausgeschieden wurden.

Die oben erläuterten Zusammenhänge werden in Abbildung 55 sichtbar. So konzentriert sich die Gesellschaft in den höheren Lagen des Nationalparks auf die eher flacheren Geländebereiche. (z.B.: Zöbelboden, Ebenforstalm, Göritz, Feichtau, Bereich Rotgsol, Bereich Alpstein, Quellgebiet Steyrling, Bereich Kampermauern, Bereich Langfirst – Ahornsattel – Königin).

Das Modell des *Carici albae* – Fagetums weist neben dem konstanten Glied weitere 3 Modellvariable auf, wobei die Variablen *Seehöhe* (.000) und *Glbstr: Wiso* (.000) statistisch hochsignifikant sind. Die statistische Signifikanz der dritten Variablen *Geo_pnv: 5* (.033) ist nicht mehr so hoch, wie jene, der beiden zuvor genannten Variablen. Da der Wert jedoch unter .05 liegt und die Variable somit einen statistisch signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable aufweist, wurde sie nicht aus dem Modell entfernt. Der Wert .997 des Effekt-Koeffizienten der Variable *Seehöhe* führt dazu, dass die Eintrittswahrscheinlichkeit dieser potentiell natürlichen Waldgesellschaft mit abnehmender Seehöhe zunimmt. Eine Tatsache, die sie mit der zweiten typischen Buchenwaldgesellschaft dem *Helleboro nigri* – Fagetum 1 gemeinsam hat. Die Effekt-Koeffizienten der beiden anderen Variablen weisen dagegen Werte über 1 auf. Diese Werte weisen darauf hin, dass das modellierte Auftreten des *Carici albae* – Fagetums vor allem mit hohen Sonneneinstrahlungswerten zur Wintersonnenwende (*Glbstr: Wiso* 1.005) und mit dem Auftreten von Dolomit (*Geo_pnv: 5* 1.915) korreliert. Da der Effekt-Koeffizient der Variablen

Geo_pnv: 5 deutlich größer als jener der beiden anderen Variablen ist, beschränken sich die Gridzellen mit Eintrittswahrscheinlichkeiten über 50% auf Dolomitstandorte.

Nach MOOR zit. nach MUCINA, GRABHERR, WALLNÖFER (1993) baut sich der geologische Untergrund dieser Waldgesellschaft größtenteils aus verfestigten Kalk- oder Dolomitschutt auf. Zudem bevorzugt sie Hänge mit verstärkter Sonneneinstrahlung und beschränkt sich auf Seehöhen zwischen 400 und 900 Meter. Diese Standortfaktoren stimmen ganz gut mit den Modellvariablen überein, die trotz der schlechten Werte der Gütemaße die Verbreitungsschwerpunkte der Gesellschaft ganz gut wiedergeben.

Ein Blick auf Abbildung 56 zeigt, dass sich das modellierte Auftreten dieser Waldgesellschaft auf sehr kleine Flächen im Nationalpark (Wilder Graben, Maigraben, Bereich Zeckertkogel, Wällerrhütte, Föhrenbach, Mündungsbereich Ebenforstbach – Großer Bach, Kleiner Weißenbach) beschränkt. Dieses Ergebnis stimmt mit der Tatsache überein, dass das *Carici albae* – Fagetum von 592 Ansprachen der potentiell natürlichen Vegetation im Modelldatensatz nur in 57 Fällen ausgeschieden wurde. Trotzdem sollten auch auf der Südseite des Sengengebirges Gridzellen mit Eintrittswahrscheinlichkeiten über 50% zu finden sein.

Das Modell des *Carici albae* – Piceetums enthält neben dem konstanten Glied 7 andere Modellvariablen, wobei neben dem konstanten Glied nur die Variable *Seehöhe* einen Effekt-Koeffizienten kleiner als 1 aufweist. Das heißt, dass die Eintrittswahrscheinlichkeit des *Carici albae* – Piceetums mit abnehmender Seehöhe wächst. Obwohl die Variable nach dem Ergebnis des Wald – Tests einen signifikanten Einfluss (.001) auf die abhängige Variable hat, ist sie trotzdem mit etwas Vorsicht zu interpretieren. Der Grund dafür liegt, in den unterschiedlichen Verbreitungsschwerpunkten dieser Waldgesellschaft (H. MAYER ET AL. zit. nach MUCINA, GRABHERR, WALLNÖFER, 1993), die einen großen Gradienten der Seehöhe aufweisen und auch durch anthropo-zoogenen Einfluss entstanden sein können. Es ist anzunehmen, dass diese unterschiedlichen Standorte und auch die Auswirkungen des menschlichen Einflusses bei der Ausscheidung der PNV (KOCH, 1998) berücksichtigt wurden. Dies trifft vor allem auf den Gradienten der Seehöhe zu. So wurde die Waldgesellschaft sowohl am Großen Bach auf einer Seehöhe von etwa 600 Meter, als auch am Spering auf einer Seehöhe von etwa 1420 Meter ausgeschieden. Die restlichen 6 Variablen gehen alle mit einem Effekt-Koeffizienten größer als 1 in das Modell ein. Die binären Variablen *Geom: Schutt kantig* (16.624), *Geo_pnv: 2* (6.749), *Geo_pnv: 1* (4.768) und *Geom: Karren stark* (3.422) weisen dabei, wie in den anderen Modellen, durchwegs höhere Effekt-Koeffizienten als die metrischen Variablen *Neig (Grad)* (1.097) und *Glbstr: Wiso* (1.004) auf. Die Variable *Glbstr: Wiso* zeigt, dass auch die zweite *Carici albae* – Gesellschaft bevorzugt auf Standorten zu finden sind, die auch in den Wintermonaten höherer Sonneneinstrahlung ausgesetzt sind. Der Effekt-Koeffizient der dritten metrischen Variablen *Neig. (Grad)* zeigt, dass das *Carici albae* – Piceetum auf Hängen mit größerer Neigung zu finden ist. Die Neigung hat auch, verglichen mit den beiden anderen metrischen Variablen, den größten Effekt-Koeffizienten und damit den größten Einfluss auf die Werte der Eintrittswahrscheinlichkeit. Wie schon zuvor erwähnt, sind jedoch die Effekt-

Koeffizienten der metrischen Variablen ungleich kleiner als jene der 4 Dummy – Variablen. Von diesen 4 Dummy – Variablen bezieht sich die Variable *Geom: Karren stark* (Hohlkarren, Karrenröhren, Firstkarren, Rillenkarrn, Karrenblöcke, zerlegte Karren) vermutlich auf den Verbreitungsschwerpunkt des *Carici albae – Piceetums*, der sich in montaner bis subalpiner Lage über karbonathaltigem Fest- oder Lockergestein befindet. Die Variable *Geom: Schutt kantig*, welche die Flächen mit abgelagerten Wildbachschutt und Schwemmkegeln kombiniert, könnte sich dagegen auf den zweiten Verbreitungsschwerpunkt dieser Waldgesellschaft beziehen, der sich auf den nicht mehr überschwemmten kalkhaltigen Schotterflächen im Bereich der Gebirgsflüsse befindet. Die Variablen *Geo_pnv: 1* (Lockergesteine (grobkörnig und karbonatisch), Talfüllungen beziehungsweise Moränen, Sedimente (feinkörnig und gemischtkörnig)) und *Geo_pnv: 2* (Reine Kalke, Reine Kalke bzw. Verunreinigte Karbonate) können beiden Verbreitungsschwerpunkten zugeordnet werden.

Die Verbreitungsschwerpunkte dieser Waldgesellschaft nach H. MAYER ET AL. zit. nach MUCINA, GRABHERR, WALLNÖFER (1993), werden durch die Modellvariablen gut wiedergeben. Dies spiegelt sich auch in der Modellgüte dieses Modells wieder, die im Vergleich zum Modell des *Carici albae – Fagetums* wesentlich besser ist. Eine Verbesserung des Modells aus fachlicher Sicht könnte durch eine getrennte Modellierung der unterschiedlichen Standorte des *Carici albae – Piceetums* erreicht werden.

Ein Blick auf Abbildung 57 zeigt, dass die meistens Gridzellen mit Eintrittswahrscheinlichkeiten über 50% auf die Südseite des Sengengebirges zu finden sind. Innerhalb dieses Gebietes konzentriert sich das modellierte Auftreten dieser Waldgesellschaft vor allem auf die steilen Hänge beiderseits der größeren Gräben (z.B.: Buder-, Taschengraben). Daneben gibt es größere Flächen im Hetzgraben, den Haselmäuern, in der Gegend um das Bauerneck, den Steyrleiten, der Reifmauer, den Fleischmäuern und der Steinwand. Nach GÄRTNER (persönliche Mitteilung) korrelieren diese Flächen auch mit den Verbreitungsschwerpunkten anderer „trockener“ Waldgesellschaften wie zum Beispiel dem *Erico – Pinetum sylvestris* (BR.-BL. in BR.-BL. ET AL.; 1939 nom. Inv. zit. nach MUCINA, GRABHERR, WALLNÖFER, 1993).

Vor der Diskussion des Modells der Latschengesellschaften muss noch einmal darauf hingewiesen werden, dass aufgrund der geringen Häufigkeiten der Latschengesellschaften im Modelldatensatz das *Rhodothamno – Rhododendretum hirsuti* (AICHINGER, BR. – BL. et SISSINGH in BR. – BL. ET AL. em. WALLHÖFER hoc loco zit. nach MUCINA, GRABHERR, WALLNÖFER, 1993), das *Vaccinio myrtilli – Pinetum montanae* (MORTON zit. nach MUCINA, GRABHERR, WALLNÖFER, 1993) und das *Erico carneae – Pinetum prostratae* (ZÖTTL nom inv. zit. nach MUCINA, GRABHERR, WALLNÖFER, 1993) zu einer Gruppe zusammengeschlossen wurden. Obwohl es sich bei allen 3 Vegetationseinheiten um Latschengesellschaften handelt, sind die Standorteigenschaften der Verbreitungsschwerpunkte teilweise sehr unterschiedlich. Diese Tatsache wirkt sich natürlich negativ auf die Interpretation des Modells aus. In das Modell gehen neben dem konstanten Glied noch die Variablen *Seehöhe*, *Glbstr: Tgntgl* und *Geom: Karren stark* ein, wobei die Variable *Glbstr: Tgntgl* die

Menge der potentiellen Globalstrahlung in WH/m^2 am Tag der Tagundnachtgleiche wiedergibt. Wie in den anderen Modellen haben alle Variablen einen signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable, wobei lediglich die Variable *Geom: Karren stark* (.024) keinen hochsignifikanten Wert aufweist. Die Effekt-Koeffizienten der Variablen weisen Werte über und unter 1 auf. Bei den Variablen *Seehöhe* (1.010) und *Geom: Karren stark* (4.617) liegen sie über 1. Dies lässt darauf schließen, dass die Eintrittswahrscheinlichkeiten in höheren Lagen und auf Flächen mit starker Karrenbildung besonders hoch sind. Diese Zusammenhänge stimmen durchaus mit den Verbreitungsschwerpunkten der Latschengesellschaften überein. Die Variable *Glbstr: Tgntgl* (.999) geht dagegen mit einem Effekt-Koeffizienten kleiner als 1 in das Modell ein. Das würde heißen, dass die modellierten Latschengesellschaften vor allem auf schattigeren Standorten zu finden sind. Dieser Zusammenhang stimmt jedoch nur für das *Rhodothamno – Rhododendretum hirsuti* und das *Vaccinio myrtilli – Pinetum montanae*. Da es für das *Erico carnea – Pinetum prostratae* jedoch nur bedingt stimmt, zeigt sich bei dieser Variablen die negative Auswirkung der Gruppenbildung für die Interpretation des Modells.

Ein Blick auf Abbildung 58 zeigt, dass sich das modellierte Auftreten der Latschengesellschaften vor allem auf die höheren Lagen des Nationalparks (z. B.: Sengsengebirge, Größtenberg, Zwielauf, Rotgsol) konzentriert. Wenn von den Flächen mit einer Eintrittswahrscheinlichkeit über 50% die Fläche des WÖBT – Typs Vegetationsarmen Flächen der Luftbildinterpretation abgezogen werden und diese mit den Flächen des WÖBT – Typs Latschenflächen der Luftbildinterpretation verglichen wird, dann zeigt sich die gute Qualität des Modells, die auch in den statistischen Gütemassen sichtbar wird. Dies hängt wahrscheinlich damit zusammen, dass sich die extremen Standorte der Latschengesellschaften sehr gut von den Standorten der anderen Waldgesellschaften abheben und deshalb gut modellieren lassen.

Tabelle 99 zeigt die Ergebnisse des Likelihood Ratio – Tests, der mit dem F – Test der linearen Regressionsanalyse vergleichbar ist. Für alle 5 Modelle wurde ein statistisch hochsignifikanter Wert (Spalte: Sig.) berechnet. Das heißt, dass die Zusammenhänge, die in den Modellen spezifiziert wurden, auch auf die Grundgesamtheit übertragbar sind. Da die Güte der Modelle mit der Höhe der empirischen Testgrößen (Spalte: Chi-Quadrat) korreliert, kann das Modell des *Helleboro nigri – Fagetum 1* mit einem Wert von 316.039 als „bestes“ Modell bezeichnet werden. Dahinter folgen die Modelle des *Helleboro nigri – Fagetum 2* (247.973), der Latschengesellschaften (137.196), des *Carici albae – Piceetum* (104.834) und des *Carici albae – Fagetum* (44.196).

Ein weiteres Gütemaß mit dem die Qualität der Modelle quantifiziert werden kann, ist Nagelkerkes R^2 . Es ist mit dem Bestimmtheitsmaß (R^2) der linearen Regression vergleichbar und der Wert des Gütemaßes beschreibt demnach den Anteil der Varianz der abhängigen Variablen, der durch die abhängigen Variablen erklärt wird. Nach Tabelle 100 ist die Güte des gesamten Modells bei dem Modell des *Helleboro nigri – Fagetum 1* (.601) am höchsten. Danach folgen die Modelle der Latschengesellschaften (.581), des *Helleboro nigri – Fagetum 2*

(.457) und des Carici albae – Piceetum (.318). Den weitaus schlechtesten Wert weist das Modell des Carici albae – Fagetum (.153) auf. Der Grund für die starke Streuung der 5 Werte ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass unabhängige Variablen fehlen, mit denen die Streuung der abhängigen Variablen erklärt werden können. So ist anzunehmen, dass die Variable *Seehöhe* eine gute Variable darstellt, um die Verbreitungsschwerpunkte des Helleboro nigri – Fagetum und der Latschengesellschaften zu erklären. Im Modell des Carici albae – Fagetum fehlt dagegen eine solche Variable. Vielleicht könnten die Werte auch durch ein verbessertes Höhenmodell verbessert werden. Da das Höhenmodell sehr grob ist, sind die Neigungswinkel wahrscheinlich sehr einheitlich und der kleinräumige Wechsel der Neigungswinkel, der sich in der Natur im Wechsel der modellierten Gesellschaften widerspiegelt, kann durch das Höhenmodell nicht wiedergegeben werden. Dies gilt wahrscheinlich für das Carici albae – Fagetum, welches in der Wuchszone des Helleboro nigri – Fagetum 1 die extremeren Standorte besiedelt.

Die Güte der Anpassung wird durch die Klassifikationsmatrizen der vollständigen Modelle (Tabelle 101) wiedergegeben. Verglichen mit den Klassifikationsmatrizen der Nullmodelle, erhöht sich der Prozentsatz der Richtigen bei 4 der 5 Modelle. Das Modell des Helleboro nigri – Fagetum 2 verzeichnet mit 26.3 Prozentpunkten die größte Steigerung. Danach folgen die Modelle des Helleboro nigri – Fagetum 2 (12.8 Prozentpunkte), der Latschengesellschaften (2.5 Prozentpunkte) und des Carici – Piceetums (1.4 Prozentpunkte). Bei dem Modell des Carici albae – Fagetum bleibt dieser Prozentsatz gleich. Der Grund dafür ist, dass kein Fall der Kategorie 1 durch das Modell richtig geschätzt wird. Wenn davon ausgegangen wird, dass durch die Nullmodelle nur alle Fälle einer der beiden Kategorien (0,1) richtig bestimmt werden können, dann ist das Modell des Helleboro nigri – Fagetum 2 mit 78 % jenes Modell, dass nach der Berücksichtigung der unabhängigen Variablen die meisten Fälle der zweiten Kategorie richtig schätzt. Dahinter folgen die Modelle des Helleboro nigri – Fagetum 1 (68.1 %), der Latschengesellschaften (55.9%), des Carici albae – Piceetum (25%) und des Carici albae – Fagetum (0%). In der Tabelle 101 sind auch die Werte der maximalen und der proportionalen Zufallswahrscheinlichkeiten angeführt. Diese Werte werden berechnet, um die Trefferquote (richtige Zuordnung) der Stichprobe mit der Trefferquote zu vergleichen, die bei einer zufälligen Zuordnung der Elemente erreicht werden würde. Die maximale Zufallswahrscheinlichkeit berücksichtigt die Tatsache, dass die Zufallswahrscheinlichkeit bei einer Variable mit zwei Kategorien mit unterschiedlichen Häufigkeiten nicht 50 %, sondern gleich dem relativen Anteil der zahlenmäßig größeren Kategorie ist. Bei einem Vergleich der Werte der maximalen Zufallswahrscheinlichkeit mit jenen der Gesamtprozentsätze der Richtigen zeigt sich, dass diese 3 Werte größer als die Werte der maximalen Zufallswahrscheinlichkeit sind. Das gleiche gilt auch für die Werte der proportionalen Zufallswahrscheinlichkeit. Bei der Analyse dieser Werte sollte jedoch nicht vergessen werden, dass die Maximum Likelihood Methode bei der Schätzung der Regressionskoeffizienten die Maximierung des Gesamtprozentsatzes der Richtigen zum Ziel hat. Deshalb sind die Trefferquoten (richtige Zuordnung) in den

Klassifikationsmatrizen immer überhöht und deshalb mit etwas Vorsicht zu genießen (BACKHAUS ET AL., 2003).

Wie die Modelle der Bodentypen mussten auch die visualisierten Modelle der potentiell natürlichen Waldgesellschaften für die weiteren Analyseschritte miteinander kombiniert werden. Zu diesem Zweck wurden zuerst die Grids der beiden flächenmäßig größten Waldgesellschaften (Helleboro nigri – Fagetum 1 und 2) miteinander kombiniert. Auf den Gridzellen, auf denen beide Waldgesellschaften Wahrscheinlichkeitswerte über 50 % erreichten, wurde dem Helleboro nigri – Fagetum 1 aufgrund der besseren Modellgüte der Vorzug gegeben. Da die Werte vieler Gridzellen, die seehöhenmäßig zwischen den beiden Höhenvarianten lagen, Eintrittswahrscheinlichkeiten unter 50 % aufwiesen, wurde auf diesen Gridzellen eine dritte Höhenvariante ausgeschieden, die den Übergang zwischen den Buchenreinbeständen und den fichten- und tannenreichen Beständen des Helleboro nigri – Fagetum darstellen soll. Dann wurde auf den Gridzellen, auf denen das Carici albae – Piceetum einen Wert über 50 % erreichte, trotz der schlechteren Wert der Modellgüte das Carici albae – Piceetum ausgeschieden. Die Begründung für diesen Arbeitsschritt ist jene, dass das Helleboro nigri – Fagetum als dominierende Waldgesellschaft des Nationalparks die Grundlage für die Modellierung bildet. Die anderen modellierten Waldgesellschaften stellen Ausnahmen dar, die jene Standort besiedeln, die vom Helleboro nigri – Fagetum aufgrund der extremen Standortbedingungen nicht mehr oder aufgrund des menschlichen Einflusses noch nicht besiedelt werden können. Das Carici albae – Fagetum wurde aufgrund der extrem schlechten Modellgüte bei der Erstellung der Abbildung 59, welche für die weiteren Analyseschritte verwendet wurde, nicht berücksichtigt. Nicht berücksichtigt wurde auch das Modell der Latschengesellschaften. Im Gegensatz zum Carici albae – Fagetum liegt der Grund der Nichtberücksichtigung nicht in der Modellgüte, sondern in der Tatsache, dass die Latschenflächen schon im Zuge der Luftbildauswertung erhoben wurden. Das gleiche gilt auch für die Fläche des WÖBT – Typs Vegetationsarme Flächen. Dieser WÖBT – Typ sollte jene Flächen darstellen, auf denen sich aufgrund der schlechten Standorteigenschaften keine weiter entwickelten Vegetationsgesellschaften einstellen können. Wie bei der Kombination der Modelle der Bodentypen wurden auch die Flächen (Schotterbänke) entlang der Flüsse und Bäche berücksichtigt, die ebenfalls keine weiter entwickelteren Vegetationsgesellschaften ausweisen. Das Problem der Seehöhenabhängigkeit des Helleboro nigri - Fagetums wurde so gelöst, dass auf den Gridzellen des Helleboro nigri – Fagetums 2 und 3, die sich über einer Seehöhe von 1500 Meter befanden, Latschen ausgeschieden wurden. Nach MÜLLER (1977) reichen einzelne hochmontane Fi – Ta – Bu – Mischwälder mit relativ vitaler Buche bis 1500 Meter. Die Höhengrenze des Helleboro nigri – Fagetums 2 wurde mit 1200 Meter (obere Grenze der mittelmontanen Stufe; MÜLLER, 1977) festgelegt. Auf den Gridzellen dieser Waldgesellschaft, die über 1200 Meter lagen, wurde das Helleboro nigri – Fagetum 3 ausgeschieden. Mit diesem Teilergebnis (Helleboro nigri – Fagetum 1, 2, 3, Carici albae – Piceetum,

Latschengesellschaften, Vegetationsarme Flächen) wurden alle weiteren Analyseschritte durchgeführt.

Für die Erstellung der Abbildung 60 wurden schließlich auch die beiden Vegetationsgesellschaften *Carici albae* – Fagetum und *Alnetum incanae* berücksichtigt. Der Verbreitungsschwerpunkt des *Alnetum incanae* wurde nach folgenden zwei Regeln ermittelt. Erstens beschränkt sich diese Waldgesellschaft auf Flächen unter 5 ° und zweitens müssen diese Fläche im Nahbereich eines Gewässers (20m) liegen. Zudem wurden in dieser Abbildung die Standorte jener Waldgesellschaften dargestellt, die aufgrund ihrer geringen Häufigkeit nicht modelliert werden konnten.

5 Darstellung und Diskussion der Gefährdung

5.1 Ergebnis

Abbildung 61 zeigt das modifizierte Ergebnis der Erreichbarkeitsanalyse. Die erste Gefährdungsklasse, die in der Abbildung an der roten Farbe zu erkennen ist, umfasst die ersten vier Erreichbarkeitsklassen der ursprünglichen Klassifikation (GÄRTNER, 2000) und zeigt somit jene Regionen im Nationalpark, die leicht erreichbar sind. Die Flächen der zweiten Gefährdungsklasse sind in der Abbildung an der gelben Farbe zu erkennen. Sie zeigen die beschwerlich erreichbaren Regionen des Nationalparks an und basieren auf den zweiten vier Erreichbarkeitsklassen. Die letzten beiden Erreichbarkeitsklassen der ursprünglichen Klassifikation (GÄRTNER, 2000) bilden die Grundlage für die dritte Gefährdungsklasse, die an der grünen Farbe zu erkennen ist. Dabei handelt es sich um die mehr oder weniger unerreichbaren Gebiete des Nationalparks.

Abbildung 62 zeigt die gepufferten Straßen, Wege und Infrastruktureinrichtungen, die für die Bewertung in 3 Gruppen zusammengefasst wurden. Die Fläche der ersten Gefährdungsklasse (roten Farbe) umfasst die Pufferflächen der markierten Wanderwege, die auf Forststraßen verlaufen, und der Infrastruktureinrichtungen für die Besucher des Nationalparks. Die zweite Gefährdungsklasse (gelben Farbe) umfasst die Pufferflächen der markierten Wanderwege im Gelände und der Forststraßen, auf denen keine Wanderwege verlaufen. Die grünen Flächen stellen die dritte Gefährdungsklasse dar, die sich aus den Pufferflächen der unmarkierten Wanderwege zusammensetzt.

Der dritte Layer (Abbildung 63) wurde für die Analyse der Themen Bodenverdichtung und Bodenerosion aus dem Layer in Abbildung 62 abgeleitet. Im Gegensatz zum Layer in Abbildung 62 wurden im Layer der Abbildung 63 die Pufferflächen der Forststraßen und der touristischen Infrastruktureinrichtungen, die die Flächen der ersten Gefährdungsklasse darstellten, nicht berücksichtigt. Deshalb konnten im Layer der Abbildung 63 nur zwei Gefährdungsklassen ausgeschieden werden.

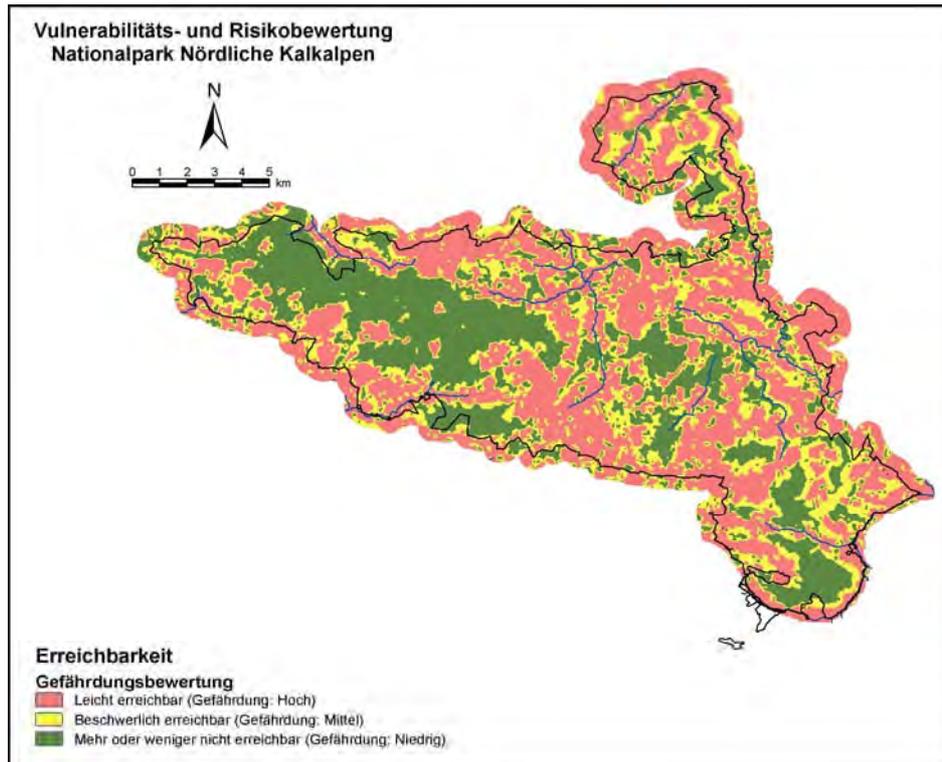


Abbildung 61: Gefährdungsbewertung der 3 Kategorien der Erreichbarkeitsanalyse.

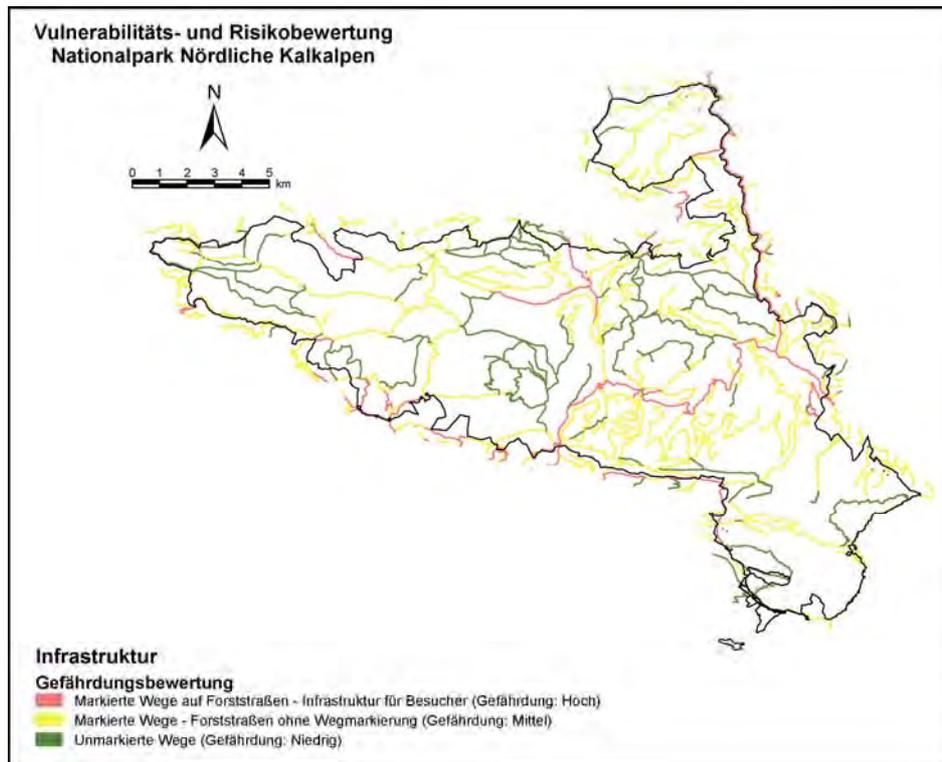


Abbildung 62: Gefährdungsbewertung des Wegenetzes und der touristischen Infrastruktureinrichtungen.

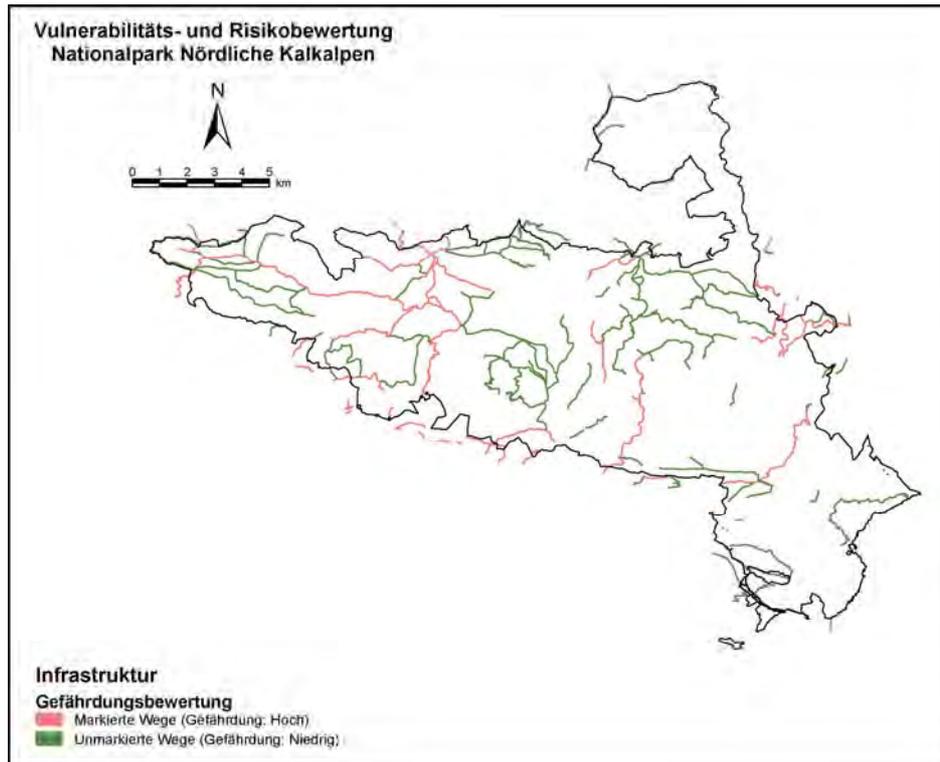


Abbildung 63: Gefährdungsbewertung der markierten und unmarkierten Wege.

Der Layer in Abbildung 64 zeigt die Forststraßen auf der Fläche des Nationalparks und wurde für die Darstellung der Gefahr der Beunruhigung des Rotwildes während der Zeit der Schneebedeckung erstellt. Da keine weiteren Informationen bezüglich der Räumung der Forststraßen nach ergiebigen Schneefällen mitgeliefert wurden, konnte nur eine Gefährdungsklasse (Gefährdung: Hoch) ausgeschieden werden.

Der zweite Layer, der für die Gefahr Beunruhigung durch den Menschen während der Zeit mit Schneebedeckung erstellt wurde, zeigt die Schitourenrouten innerhalb des Nationalparks. Da keine weiteren Unterscheidungskriterien erhoben wurden, konnte nur eine Gefährdungsklasse ausgeschieden werden, die in der Abbildung 65 an ihrer roten Farbe zu erkennen ist. Wie in Abbildung 64 wurde die Gefährdung als hoch bewertet.

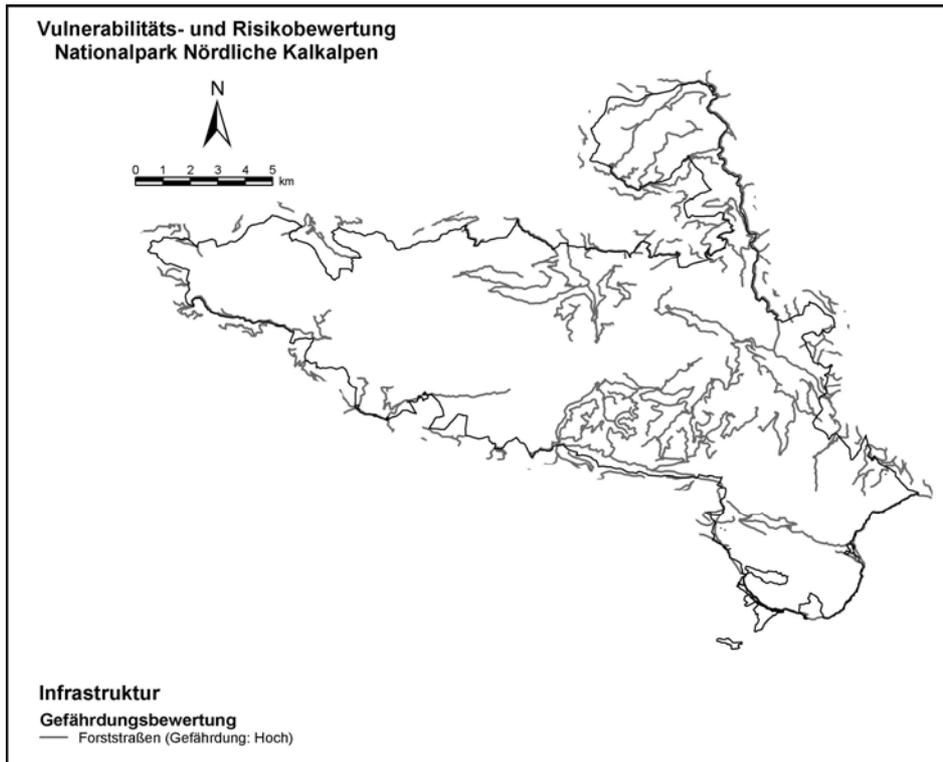


Abbildung 64: Gefährdungsbewertung der Forststraßen.

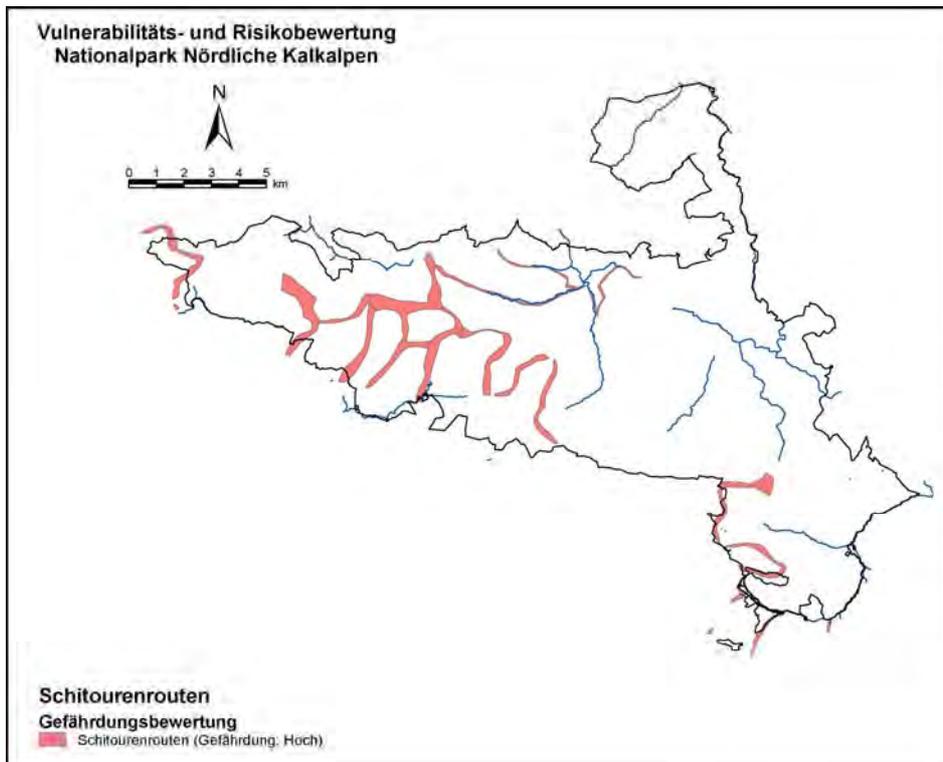


Abbildung 65: Gefährdungsbewertung der Schitouren.

Da innerhalb des Nationalparks das Weidevieh nur in den Bewahrungszonen weiden darf, beschränken sich die Gefahren, die vom Weidevieh ausgehen, auf die Flächen der Bewahrungszone. Da die Auswirkungen dieser Gefahren in erster Linie positiv mit den Bestoßungszahlen korrelieren, wurden die Bewahrungszonen auf Basis der durchschnittlichen Zahl an weidenden Tieren in 3 Klassen (WEIGAND, persönliche Mitteilung) gegliedert. Die erste Gefährdungsklasse (roten Farbe) umfasst die Bewahrungszonen, auf denen die Zahl der weidenden Tiere und folglich auch die Gefährdung verhältnismäßig hoch ist. In der zweiten Gefährdungsklasse (gelbe Farbe) wurden jene Bewahrungszonen zusammengefasst, auf denen die Zahl der weidenden Tiere sehr niedrig ist oder die Bewirtschaftung aufgegeben wurde. Eine Ausnahme bildet die dritte Gefährdungsklasse (grünen Farbe). Bei dieser Bewahrungszone handelt es sich um die Fläche des Integrated Monitoring Projekts Zöbelboden, auf der keine Beweidung durchgeführt wird.

Der Layer in Abbildung 67 wurde für die Darstellung der einzigen Gefahr, die vom Rotwild ausgeht, (Schadstoffeintrag in das Karstwasser) erstellt. Die Flächen der ersten Gefährdungsklasse (rote Farbe) umfassen die Wintereinstände und die Einzugsbereiche um die Rotwildfütterungen. Jene der zweiten Gefährdungsklasse (grüne Farbe) die Sommereinstände. Die Bewertung der Gefahr korreliert mit der Rotwildichte innerhalb der Flächen. Da diese Dichte innerhalb der Wintereinstände und der Einzugsbereiche der Rotwildfütterungen um vieles höher ist, stellen diese Flächen die Bereiche mit hoher Gefährdung dar.

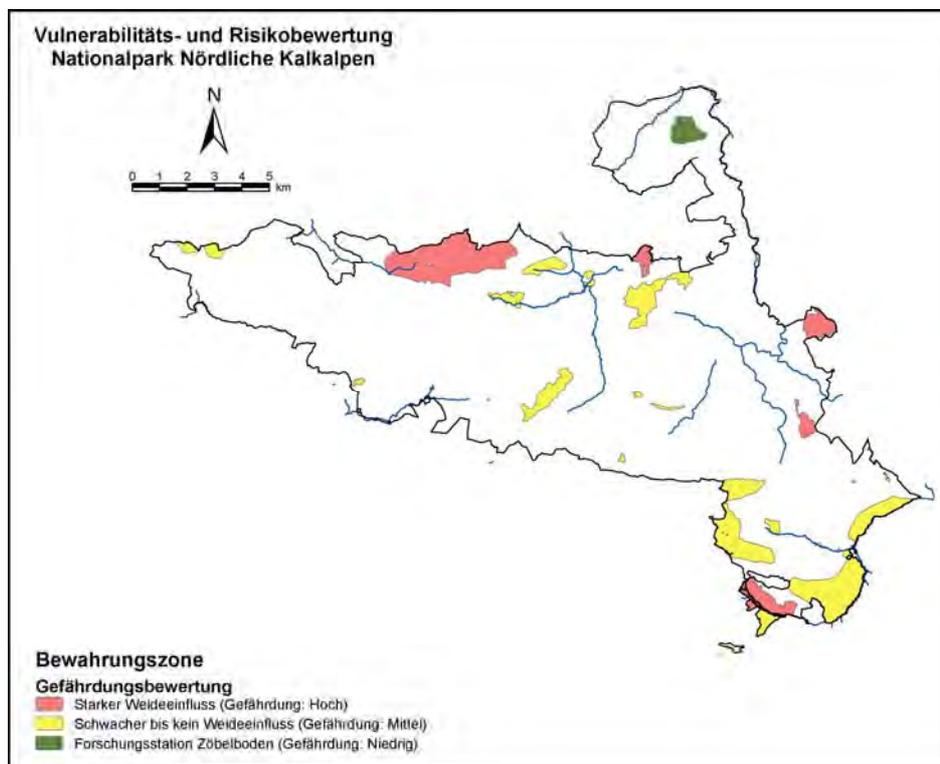


Abbildung 66: Gefährdungsbewertung der Flächen der Bewahrungszone.

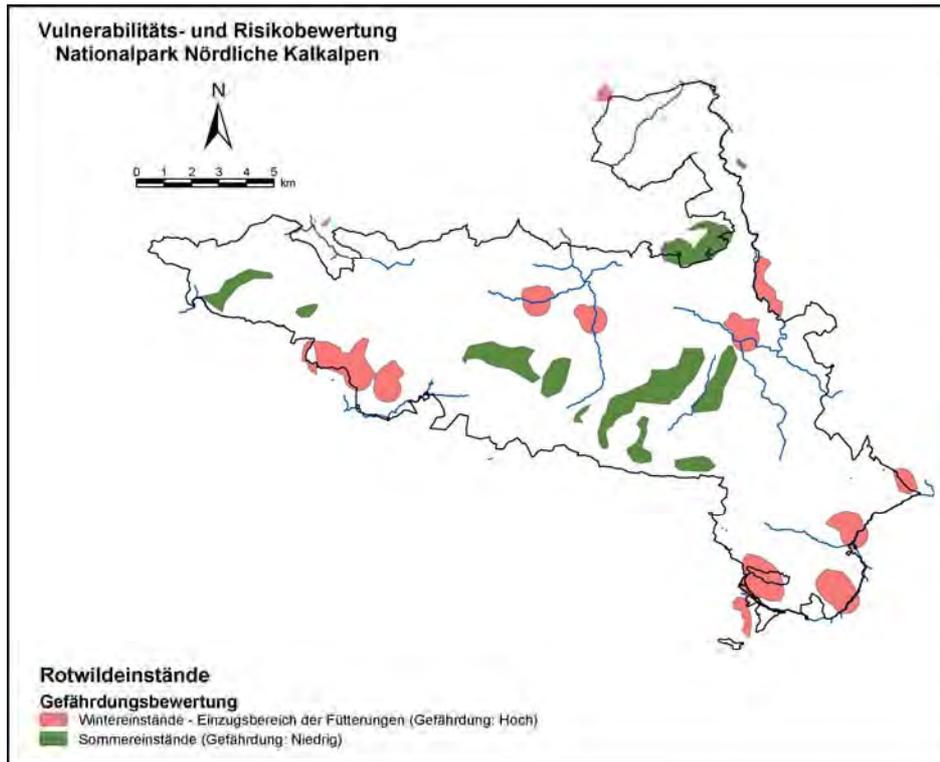


Abbildung 67: Gefährdungsbewertung der Einstände des Rotwildes.

Die letzten drei Abbildungen beschäftigen sich mit dem Thema der Veränderung der Vegetation und somit der Lebensräume der Tiere als Folge der Einstellung des anthropo-zoogenen Einflusses. Die erste der drei Abbildungen (Abbildung 68) zeigt die Flächen, auf denen vor der Gründung des Nationalparks Weiderechte bestanden und, die deshalb im Laufe der Zeit mit unterschiedlicher Intensität bewirtschaftet wurden. Da keine weiteren Merkmale erhoben wurden, konnte nur eine Gefährdungskategorie ausgeschieden werden.

Die Abbildung 69 zeigt die Flächen der WÖBT – Typen, auf denen die Bestandeslücken mehr als 10 % der Fläche einnehmen. Da die menschliche Bewirtschaftung häufig zu einer Auflichtung der Vegetation führt, ist anzunehmen, dass ein Teil der Bestandeslücken auf die menschliche Bewirtschaftung zurückzuführen ist. Da innerhalb der Bewahrungszonen der anthropo-zoogene Einfluss noch weiter besteht, wurden in den ersten beiden Abbildungen innerhalb der beschriebenen Flächen die Bewahrungszonen nicht berücksichtigt.

Die letzte der drei Abbildungen (Abbildung 70) zeigt die Forststraßen des Nationalparks, die mit einem 20 Meter Puffer gepuffert wurden. Diese Flächen sollen den Bereich um und auf den Forststraßen darstellen, die aufgrund der Entfernung des Waldes erhöhte Strahlungsmengen aufweisen.

Die Gefahr, die innerhalb der Flächen dieser Layer auftreten kann, ist jene, dass sich die Vegetation aufgrund der Einstellung des menschlichen Einflusses wieder verdichtet und sich deshalb die Lebensräume innerhalb dieser Flächen verändern.

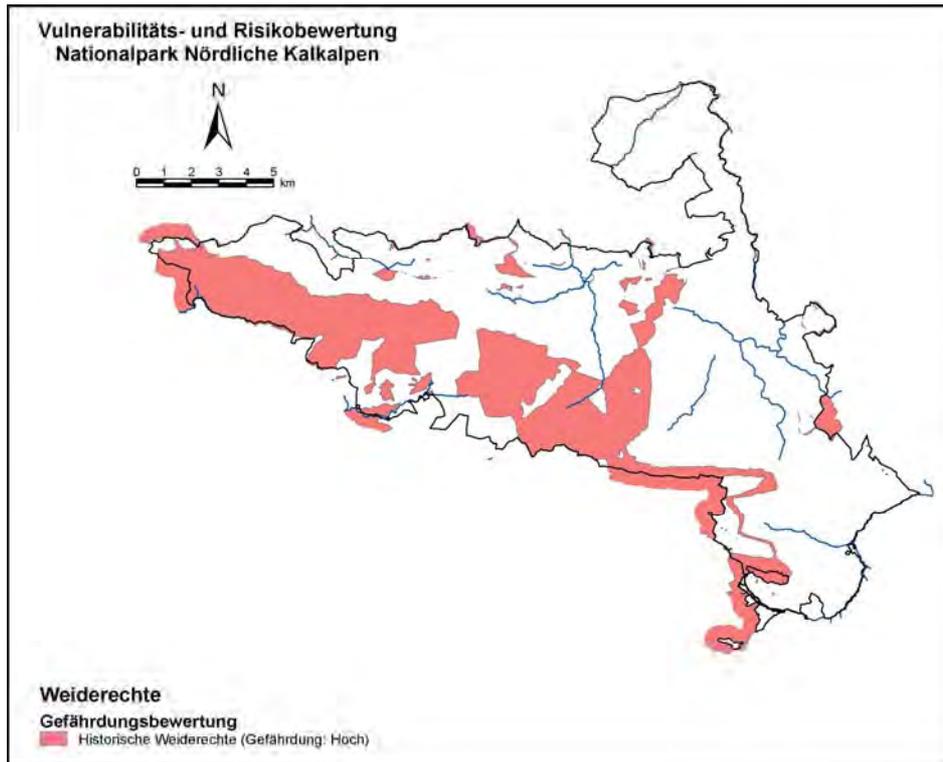


Abbildung 68: Gefährdungsbewertung der Fläche mit abgelaufenen Weiderechten.

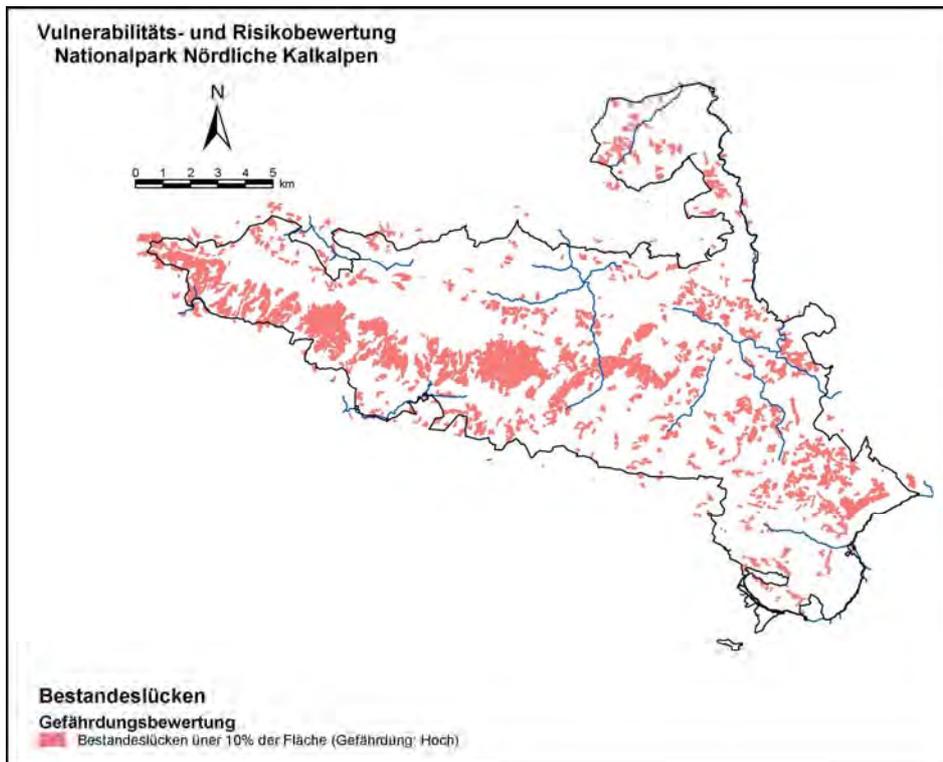


Abbildung 69: Gefährdungsbewertung der Fläche mit Bestandeslücken.

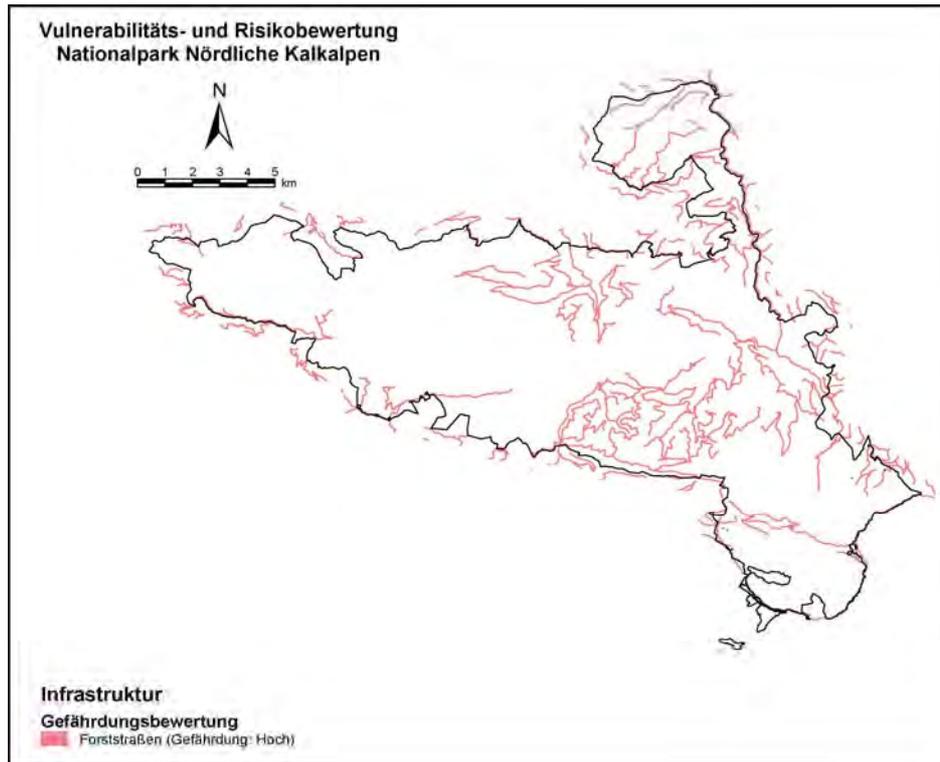


Abbildung 70: Gefährdungsbewertung der gepufferten Forststraßen.

5.2 Diskussion

Die Abbildungen Abbildung 61, Abbildung 62, Abbildung 63, Abbildung 64 und Abbildung 65 stellen die Gefahren dar, die von den Menschen ausgehen. Abbildung 61 zeigt das modifizierte Ergebnis der Erreichbarkeitsanalyse, welches die Erreichbarkeit der verschiedenen Orte des Nationalparks wiedergibt. Die Modifikationen mussten deshalb vorgenommen werden, weil sich das originale Ergebnis aufgrund der großen Zahl an Erreichbarkeitsklassen und der kleinräumigen Struktur des Ergebnisses nur bedingt für die weiteren Analyseschritte eignete. Da die Annahmen, die für die Erreichbarkeitsanalyse aufgestellt wurden, nur für die Zeit ohne Schneebedeckung gültig sind, konnte dieser Layer nur für die Darstellung der Gefährdung während der schneefreien Zeit verwendet werden. Die erste Gefährdungsklasse, die sich aus den ersten vier Erreichbarkeitsklassen zusammensetzt, zeigt jene Flächen, auf denen die Wahrscheinlichkeit, dass die definierten Gefahren auftreten, am größten ist. Größere Flächen dieser ersten Gefährdungsklasse sind im Bereich der Feichtau, der Ebenforstalm, der Mayralm, der Kogleralm, des Zöbelbodens, des Kreuzeckgrabens, des Ahornsattels und des Quellgebiet der Steyrling zu finden. Insgesamt gehören etwa 46 % der Fläche des Arbeitsgebietes (NP + 500 Meter Puffer) zu dieser ersten Klasse. Dieser Wert zeigt, dass der größte Teil des Arbeitsgebietes aufgrund des dichten Wegenetzes leicht erreichbar ist. Die zweite Gefährdungsklasse, die aus den zweiten vier Gefährdungsklassen gebildet wurde, befindet sich als mehr oder weniger breite Zone zwischen den Flächen der ersten und der dritten Klasse und

bedeckt etwa 25 % der Fläche des Arbeitsgebietes. Die dritte Klasse, welche die beiden letzten Gefährdungsklassen umfasst, gibt größtenteils die Flächen wieder, die als Barrieren in die Analyse eingingen. Dabei handelt es sich um die Bereiche über 45° Neigung, die Felsbereiche und die Flächen der WÖBT – Typen Latsche, Dickung und Stangenholz. Insgesamt können 29 % der Fläche des Nationalparks zu dieser dritten Klasse gezählt werden. Die größte zusammenhängende Fläche dieser Klasse stellt der Sengsengebirgszug mit seinen Latschenfelder und Felsbereichen dar. Daneben befinden sich Flächen dieser Klasse im Bereich des Größtenbergs, des Schallhirtbodens, des Zöbelgrabens, der Hetzschlucht, des Brennkogels, des Hieflerstutzens, der Königin, des Gamssteins und der Steinwand. Da die Flächen dieser dritten Klasse nur sehr schwer erreichbar sind, ist die Wahrscheinlichkeit, dass die definierten Gefahren dort auftreten, nur sehr gering.

Der Layer der Abbildung 62 erfüllt prinzipiell den gleichen Zweck wie der Layer der Abbildung 61. Der Unterschied zwischen den beiden Layern besteht darin, dass die Gefährdung in diesem zweiten Layer auf die Pufferflächen um die jeweilige Infrastruktur beschränkt ist. Die Begründung für die Erstellung dieses Layers basiert auf der Überlegung, dass die Besucher des Nationalparks aus Gründen der Bequemlichkeit wahrscheinlich nur sehr selten die Wege verlassen und sich deshalb die Gefährdung durch den Menschen nur auf einen kleinen Raum um die Straßen, die Wege und die restlichen Infrastruktureinrichtungen konzentriert. Dieser Raum wird durch die Pufferflächen um die Infrastruktureinrichtungen dargestellt. Zudem wurden die touristischen Infrastruktureinrichtungen nicht in der Erreichbarkeitsanalyse berücksichtigt. Dabei kommt es vor allem an diesen Punkten aufgrund des Angebots für die Besucher und der Bewerbung dieser Punkte durch den Nationalpark wahrscheinlich zu einer Häufung der menschlichen Aktivitäten und somit zu einer Steigerung der Eintrittswahrscheinlichkeit der definierten Gefahren. Die Gruppierung der Infrastruktureinrichtungen und die Bewertung dieser Gruppen basiert ebenfalls auf der zuvor angesprochenen Bequemlichkeit der Besucher. So liegt die Vermutung nahe, dass die Besucher in erster Linie die markierten Wege auf den Forststraßen benutzen, weil die Forststraßen aufgrund ihrer Breite, Ebenheit und limitierten Neigung gut für die Fortbewegung geeignet sind und weil die Markierungen entlang der Forststraßen die Orientierung erleichtern. Das Gleiche gilt für die touristischen Infrastruktureinrichtungen, die aufgrund ihres Angebots und ihrer Bewerbung durch den Nationalpark eine große Anziehung auf die Besucher aufweisen. Diese Gründe führen dazu, dass innerhalb der Pufferflächen dieser Infrastruktureinrichtungen die Wahrscheinlichkeit des Auftretens dieser Gefahren am größten ist. Die zweite Gruppe bilden die Pufferflächen um die markierten Wege und um die Forststraßen ohne Markierung. Die Benutzung der markierten Wege erfordern zwar ein gewisses Maß an Trittfestigkeit und Kondition. Da ihre Verläufe jedoch markiert sind und vom Nationalpark auch beworben werden, werden sie von den Besuchern wahrscheinlich häufiger benutzt als die unmarkierten Wege. Die Forststraßen ohne Markierung werden zwar nicht beworben, aber ihre „Anziehungskraft“ ergibt sich aus ihrer Breite, Ebenheit und limitierten Neigung. Die dritte und letzte Gruppe setzt sich aus den Pufferflächen der

unmarkierten Wege zusammen. Diese unmarkierten Wege werden nicht beworben, sind nicht markiert und in vielen Fällen auch schwieriger zu begehen als die markierten Steige. Deshalb ist anzunehmen, dass auf diesen Flächen die Wahrscheinlichkeit einer Beunruhigung durch den Menschen am geringsten ist.

Der Layer, der in Abbildung 63 dargestellt ist, soll die gleiche Aufgabe erfüllen wie der Layer der Abbildung 62 und wurde speziell für die Themen Bodenerosion und Bodenverdichtung durch den Menschen erstellt. Der Unterschied zum Layer der Abbildung 62 besteht nur darin, dass die Pufferflächen um die Forststraßen und die touristischen Infrastruktureinrichtungen nicht berücksichtigt wurden. Hinter der Nichtberücksichtigung dieser Flächen steht die Überlegung, dass innerhalb dieser Flächen der Boden durch den Bau der Forststraßen und der touristischen Infrastruktureinrichtungen schon so zerstört ist, dass die Schäden durch die Besucher nicht mehr ins Gewicht fallen.

Die Generierung des Layers in der Abbildung 64 basiert auf der Überlegung, dass bestimmte Forststraßen während der Wintermonate geräumt werden müssen und deshalb für Menschen begehbar sind. Dies gilt am ehesten für die Forststraßen, die zu den Rotwildfütterungen führen, und von den Verantwortlichen benutzt werden, um die Fütterungen durchzuführen. Da jedoch keine genaue Information vorhanden war, welche Forststraßen regelmäßig geräumt werden, konnte nur eine Gefährdungsklasse ausgeschieden werden. Obwohl diese geräumten Forststraßen wahrscheinlich nicht sehr stark frequentiert werden, ist die Gefahr der Beunruhigung durch den Menschen nicht zu vernachlässigen, weil sich eine Beunruhigung innerhalb der Wintermonate besonders gravierend auf den Energiehaushalt der Tiere auswirkt.

Dieser Sachverhalt trifft auch für den vierten Layer (Abbildung 65) zu, der die Schitouren im Nationalpark darstellt. Die Kartierung der Schitouren (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000) konzentrierte sich vor allem auf die Sengsengebirgssüdseite, da dort die naturräumlichen Voraussetzungen für diese Sportart (lichte Wälder, Höhenunterschied) am besten sind. Dazu wurden noch die beliebtesten Schitouren außerhalb dieser Region (z.B.: Wasserklotz, Schwarzkogel, Rotgsol, Trämpl) erhoben. Das heißt jedoch nicht, dass die Schitourengänger nur auf diesen Flächen zu finden sind. Da sie im Gegensatz zu den Pistenschifahrern keine Aufstiegshilfe benötigen, können sie bei entsprechender Schneelage den größten Teil des Nationalparks für ihr Hobby nutzen. Da keine Unterscheidungskriterien (z.B.: Frequenz der Schitour) der Schitouren erhoben wurden, konnte nur eine Gefährdungsklasse ausgeschieden werden. Die Gefährdung durch die Schitourengänger ist deshalb so groß, weil die Flucht infolge des unerwarteten Auftauchens von Menschen negative Auswirkungen auf den Energiehaushalt der Tiere hat. Da die hohen Schneemengen sowohl die Flucht erschweren und als auch die Äsung einschränken, sind diese negativen Auswirkungen in den Wintermonaten besonders hoch.

Die Ausscheidung der Gefährdungsklassen des Layers in Abbildung 66 durch WEIGAND (persönliche Mitteilung) basiert auf den Bestoßungszahlen, die für die einzelnen Bewahrungszonen festgelegt werden. Die erste Gefährdungsklasse umfasst jene

Bewahrungszonen (z.B.: Feichtau, Blabergalm, Anlaufalm, Ebenforstalm), auf denen hohe Bestoßungszahlen erlaubt sind. Die zweite Klasse setzt sich aus den Weideflächen zusammen (z.B.: Spannriegel, Bodinggraben, Spitzenbergalm, Fleischmäuer), auf denen nur geringer oder gar kein Weidedruck besteht. Die dritte Klasse ist die Bewahrungszone Zöbelboden. Diese Fläche wurde als Bewahrungszone ausgeschieden, weil dort schon vor der Gründung des Nationalparks das Integrated Monitoring Projekt Zöbelboden installiert worden war.

Der Layer in Abbildung 67 wurde nur für das Thema Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch das Rotwild erstellt. Die Überlegung hinter der Generierung dieses Layers ist folgende, dass die Rotwildichte und deshalb die Menge der Losung in den Einständen sehr hoch sein können. Diese Annahme trifft mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Wintereinstände zu, in denen sich während der Winterzeit der größte Teil der Rotwildpopulation (z.B.: Spannriegel: 104 Stück, Hillerboden: 74 Stück) des Nationalparks aufhält. Deshalb wurden auch die Wintereinstände und die Einzugsbereiche um die Rotwildfütterungen zur ersten Gefährdungsklasse zusammengefasst. Während der schneefreien Zeit steht der Rotwildpopulation des Nationalparks ein viel größeres Streifgebiet zu Verfügung. Es ist deshalb anzunehmen, dass die Rotwildichte in den Sommereinständen nicht so hoch ist wie jene in den Wintereinständen. Deshalb wurden die Sommereinstände zur zweiten Gefährdungsklasse zusammengeschlossen.

Abbildung 68 zeigt die Flächen, auf denen historische Weiderechte bestanden. Nicht berücksichtigt wurden die Bewahrungszonen, deren Flächen noch immer beweidet werden. Die Kartierung dieser Flächen konzentrierte sich vor allem auf die Südseite des Sengsengebirges, die im Laufe der vorigen Jahrhunderte mit unterschiedlicher Intensität (räumlich und zeitlich) durch die Forst- und Weidewirtschaft bewirtschaftet worden war. Infolge dieser Bewirtschaftung wurde die natürliche Vegetation verändert und die Bodendecke durch die Beweidung und die Entfernung der Vegetation der Erosion ausgesetzt. Aus diesen Gründen wird angenommen, dass sich die Vegetation dieser Flächen je nach der Intensität der Bewirtschaftung und dem Datum der Nutzungseinstellung heute in unterschiedlichen Regenerationsphasen befindet und sich in Zukunft infolge der endgültigen Einstellung der Bewirtschaftung weiter verändern wird. Da jedoch diese Vegetationsbestände, die auf den anthropogenen Einfluss zurückzuführen sind, von bestimmten Tierarten als Lebensräume angenommen wurden, kann die Veränderung der Vegetation auch Auswirkungen auf die Tierwelt haben. Ein Beispiel für diese Überlegung stellen die großflächigen lichten Waldweidewälder dar, die um die größeren Almen (z.B.: Feichtau, Mayralm) entstanden und von den Birkhühnern als Lebensraum angenommen wurden. Durch die Einstellung der Beweidung würden die Stammzahlen dieser Bestände wieder zunehmen und die Bestände als Lebensraum an Attraktivität verlieren. Da keine weiteren Unterscheidungsmerkmale (z. B.: Intensität der Bewirtschaftung) erhoben wurden, konnte nur eine Gefährdungsklasse ausgeschieden werden.

Der Layer, der in Abbildung 69 dargestellt ist, soll den gleichen Zweck erfüllen wie der Layer der Abbildung 68. Als Grundlage für die Erstellung dieses Layers diente das Merkmal

Bestandeslücken, welches im Zuge der Auswertung der Luftbilder erhoben wurde. Darstellt sind in der Abbildung alle Wildbiologischen Bestandestypen, denen die Kategorie Bestandeslücken zwischen 10 % und 30 % oder die Kategorie Bestandeslücken über 30 % zugewiesen worden waren. Da die menschliche Bewirtschaftung in der Regel dazu führt, dass die Vegetationsdecke aufgelichtet wird, sollen die Flächen dieses Layers Bereiche darstellen, die von einer Veränderung der Vegetation betroffen sein könnten.

Der Layer in Abbildung 70 zeigt die Pufferflächen (20 Meter) um die Forststraßen und wurde für den Themenbereich Schmetterlinge und ihre Biotope erstellt. Da große Flächen des Nationalparks von geschlossenen (Buchen-)Wäldern bedeckt sind, die aufgrund des Blattflächenindex der Buchen nur eine geringe Bodenvegetation zulassen, sind die Biotope der Schmetterlinge auf vergleichsweise kleine Flächen begrenzt. Einen Teil dieser Flächen bilden die Forststraßen, ihre Böschungen und die Waldränder beiderseits der Forststraßen, die durch einen vergleichsweise hohen Lichtreichtum charakterisiert sind und durch den 20 Meter Puffer dargestellt werden sollten. Als Folge dieses Lichtreichtums bildet sich auf diesen Flächen eine artenreiche Bodenvegetation aus, die die Grundvoraussetzung für Schmetterlingsbiotope darstellt. Die Gefährdung dieser Biotope ergibt sich aus der Einstellung der Bewirtschaftung der Wälder im Zuge der Nationalparkgründung. Dadurch wird ein Teil des Forststraßennetzes nicht mehr benötigt und deshalb nicht mehr instand gehalten. Dies führt entweder zu einem Verfall infolge von Unwettern oder zu einer langsamen Wiederbewaldung der Straßen. In beiden Fällen kommt es zu einer Zerstörung des Lebensraumes der Schmetterlinge.

6 Darstellung und Diskussion des Vulnerabilität

6.1 Ergebnis

In den ersten drei Abbildungen (Abbildung 71, Abbildung 72, Abbildung 73) werden die Daten über das Rotwild verarbeitet und bewertet. Bei dieser Bewertung wurde den Setzeinständen, den Wintereinständen und den 500 Meter Puffern um die Fütterungen der Wert 1 für die Vulnerabilitätsklasse 1 zugewiesen. Diese Klasse ist in 2 Abbildungen an ihrer roten Farbe zu erkennen. Die Einzugsbereiche der Fütterungen sind an ihrer kreisförmigen Form zu erkennen. Direkt an diese Einzugsbereiche grenzen die Bestände, die vom Rotwild als Einstände benutzt werden. Die Einstände der Außensteher liegen abseits der Fütterungen. Die restlichen Flächen (Sommereinstände, Brunftplätze), die in den Abbildung 71 und Abbildung 72 an ihrer grünen Farbe zu erkennen sind, wurden als Vulnerabilitätsklasse 2 (Vulnerabilität: Niedrig) ausgeschieden.

Im Gegensatz zu dem reichhaltigen Datenmaterial über das Rotwild basieren die Daten über das Gamswild „nur“ auf einer Habitatbewertung ausgewählter naturräumlicher Daten (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000). Da kein Nachweis erbracht wurde, dass sich auf diesen Flächen auch wirklich Gämsen aufhalten, konnten diese Flächen nur der Vulnerabilitätsklasse 2 (Vulnerabilität: Niedrig) zugeordnet werden. Die beiden Abbildungen zeigen die modifizierten Ergebnisse der Habitatbewertung für den Sommer (Abbildung 74) und für den Winter (Abbildung 75).

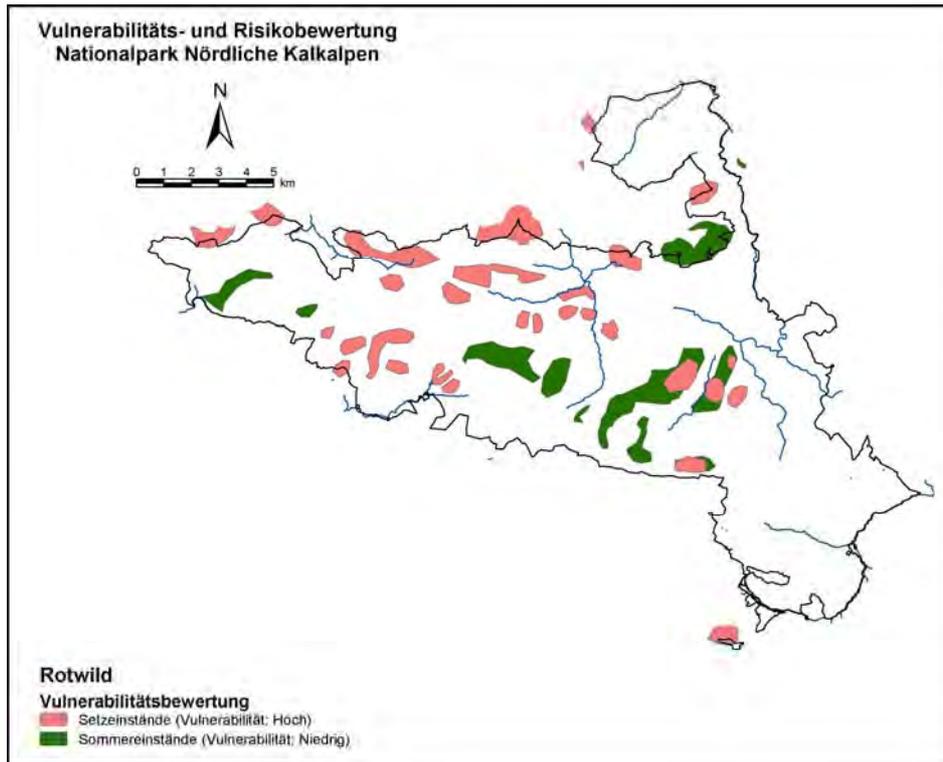


Abbildung 71: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit (Sommer) für das Rotwild.

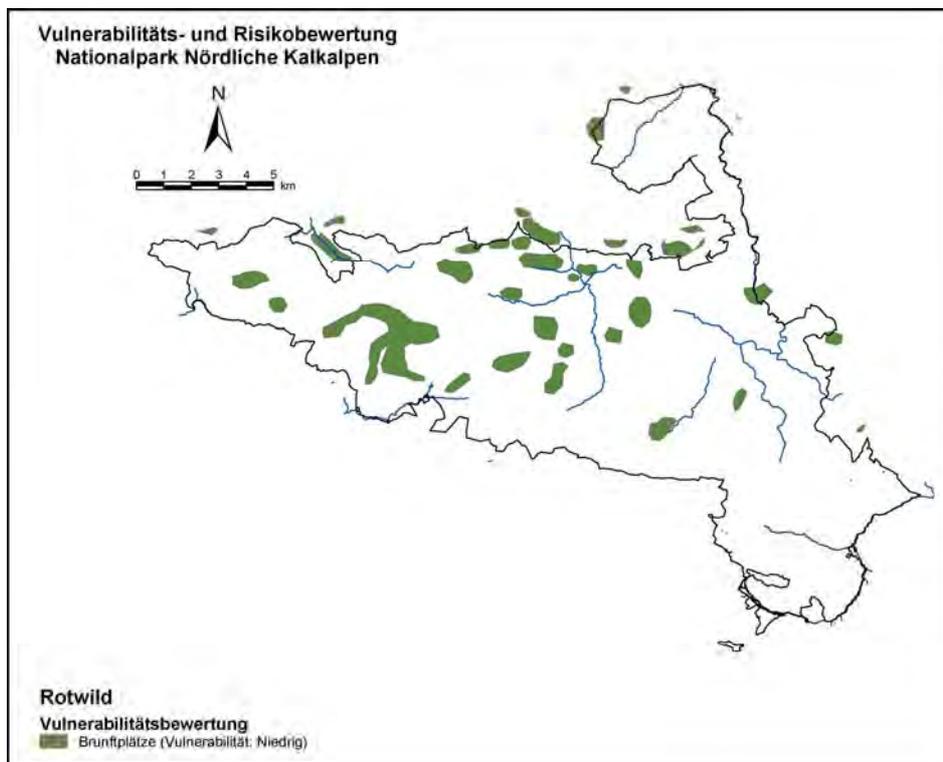


Abbildung 72: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit (Herbst) für das Rotwild.

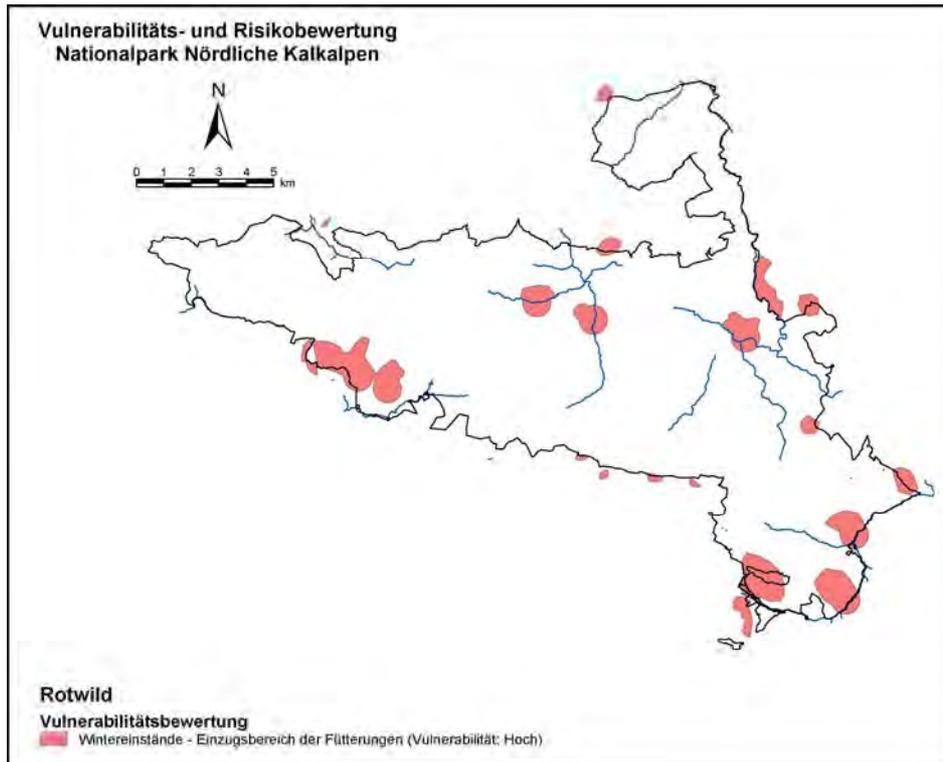


Abbildung 73: Darstellung der Vulnerabilität für die Zeit mit Schneebedeckung für das Rotwild.

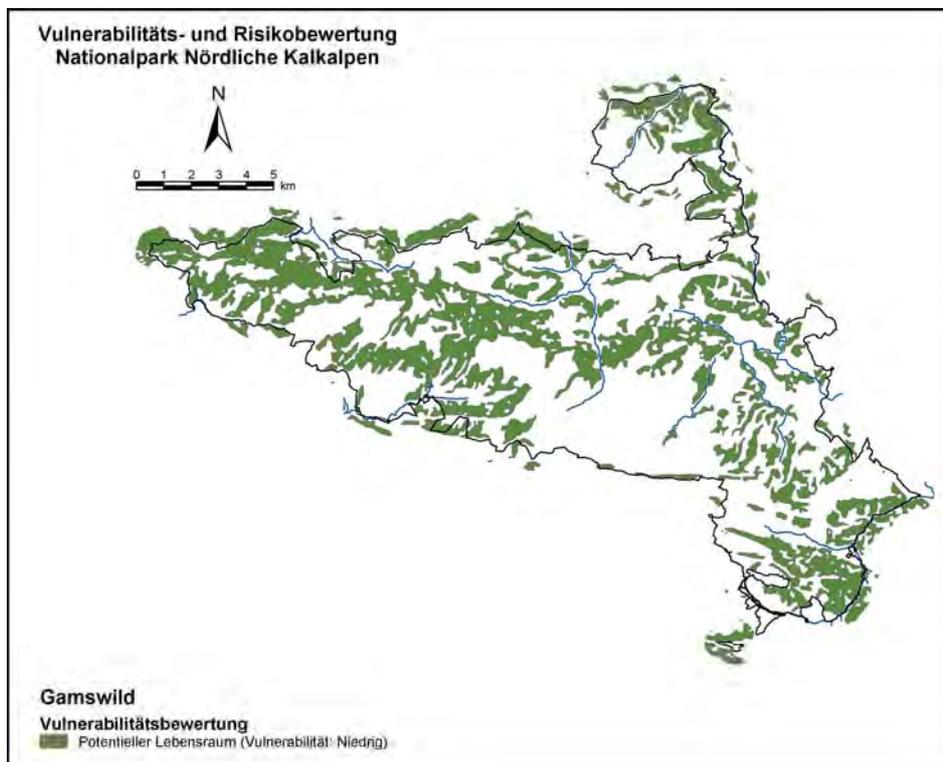


Abbildung 74: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit für das Gamswild.

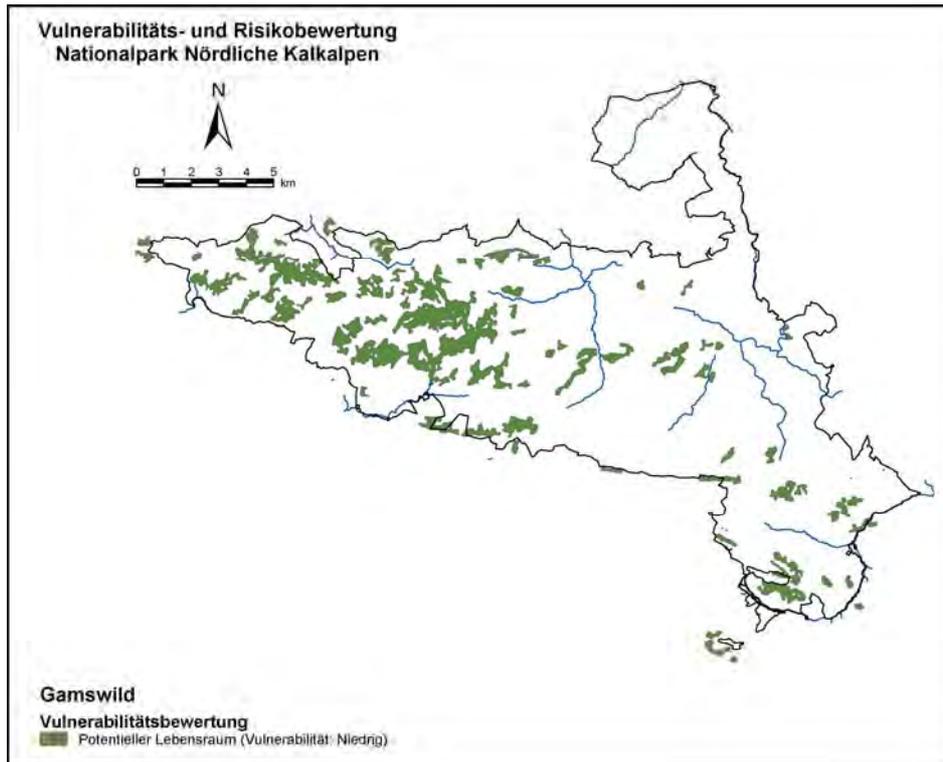


Abbildung 75: Darstellung der Vulnerabilität für die Zeit mit Schneebedeckung für das Gamswild.

Die Abbildung 76, Abbildung 77, Abbildung 78, Abbildung 79, Abbildung 80, Abbildung 81 und Abbildung 82 zeigen die aktuellen und die potentiellen Lebensräume der Rauhfußhühner. Da die Habitatbewertungen (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000), auf denen die Flächen der potentiellen Lebensräume der Rauhfußhühner basieren, sowohl für die Zeit mit als auch für die Zeit ohne Schneebedeckung berechnet wurden, wurden für jede Rauhfußhuhnart jeweils 2 Layer erstellt. Eine Ausnahme bildet das Alpenschneehuhn, für das nur eine Habitatbewertung des ganzen Jahres erstellt wurde.

Die aktuellen Lebensräume, die die Flächen mit hoher Vulnerabilität (Vulnerabilitätsklasse 1) wiedergeben, sind in den Abbildungen an ihrer roten Farbe zu erkennen. Die Balzplätze sind an ihrer kreisförmigen, die Brutareale an ihrer unregelmäßigen Form zu erkennen. Die potentiellen Lebensräume sind in den Abbildungen an ihrer grünen Farbe zu erkennen und geben die Flächen mit niedriger Vulnerabilität (Vulnerabilitätsklasse 2) wieder.

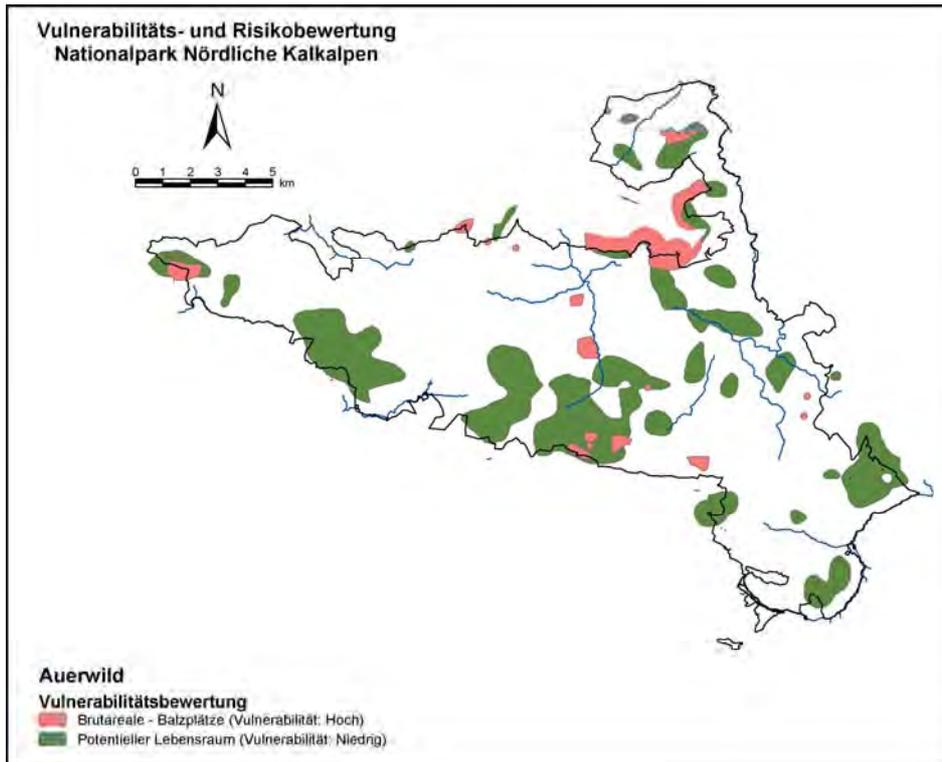


Abbildung 76: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit für das Auerwild.

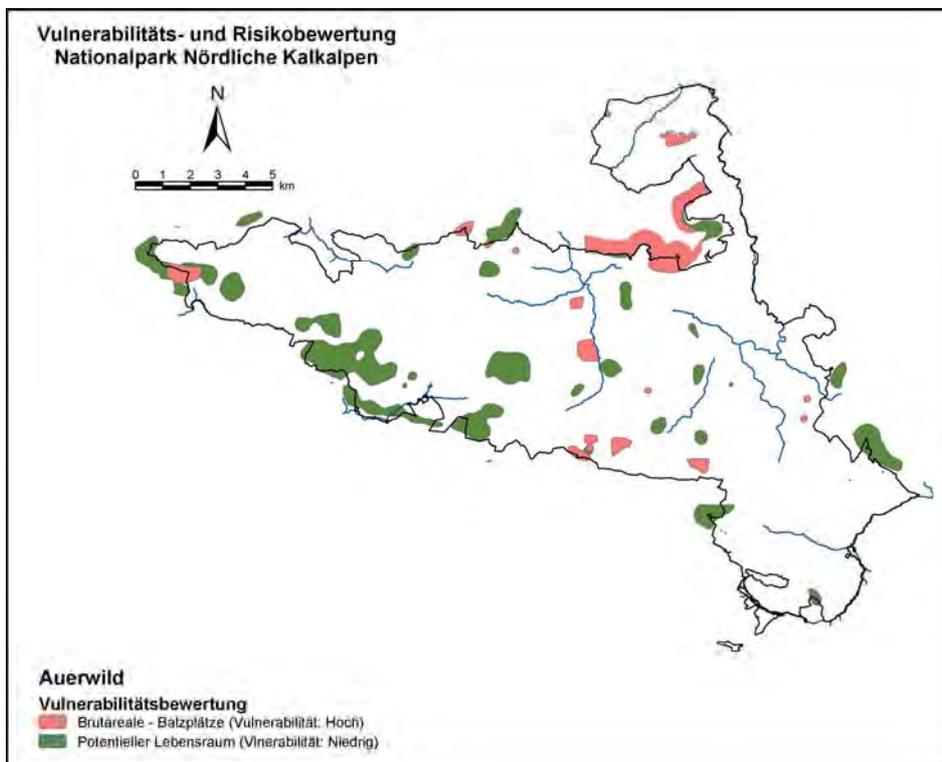


Abbildung 77: Darstellung der Vulnerabilität für die Zeit mit Schneebedeckung für das Auerwild.

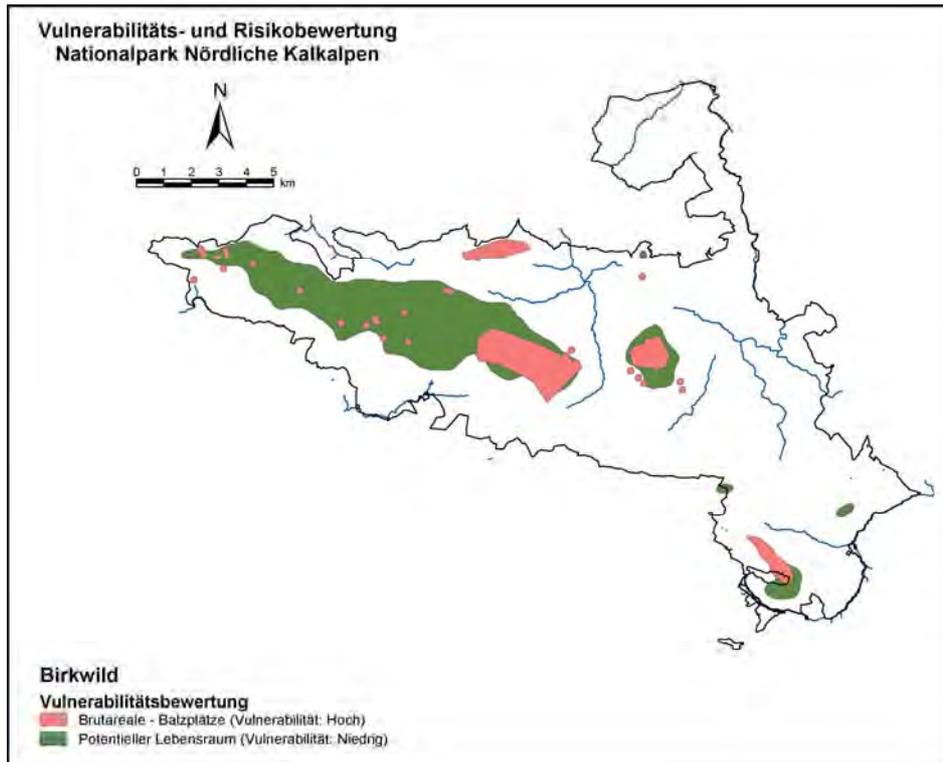


Abbildung 78: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit für das Birkwild.

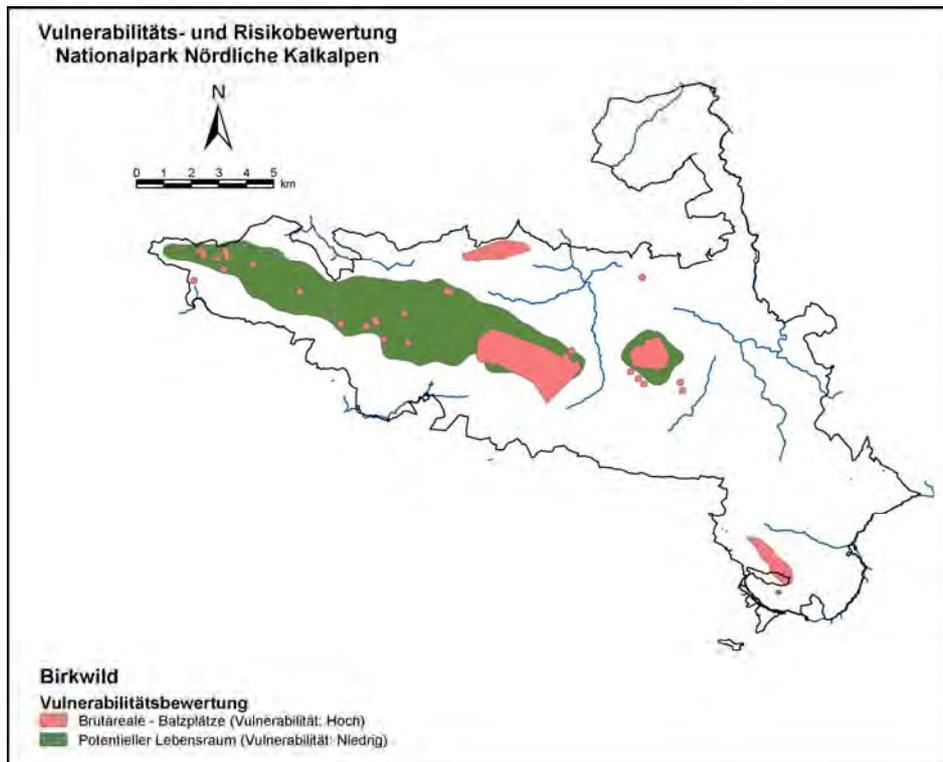


Abbildung 79: Darstellung der Vulnerabilität für die Zeit mit Schneebedeckung für das Birkwild.

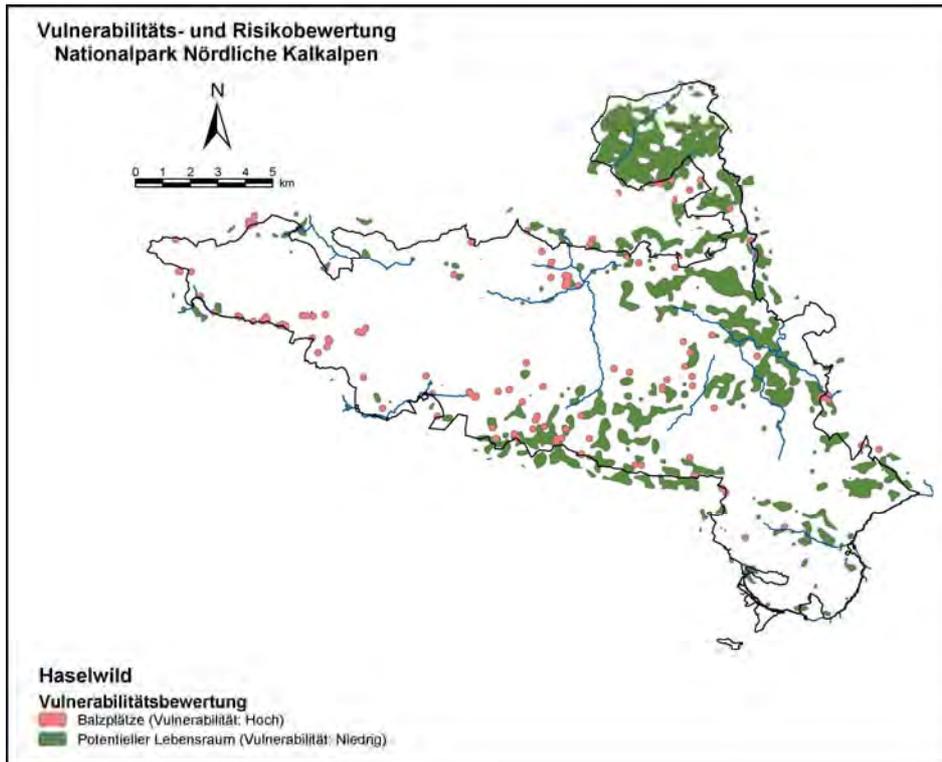


Abbildung 80: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit für das Haselwild.

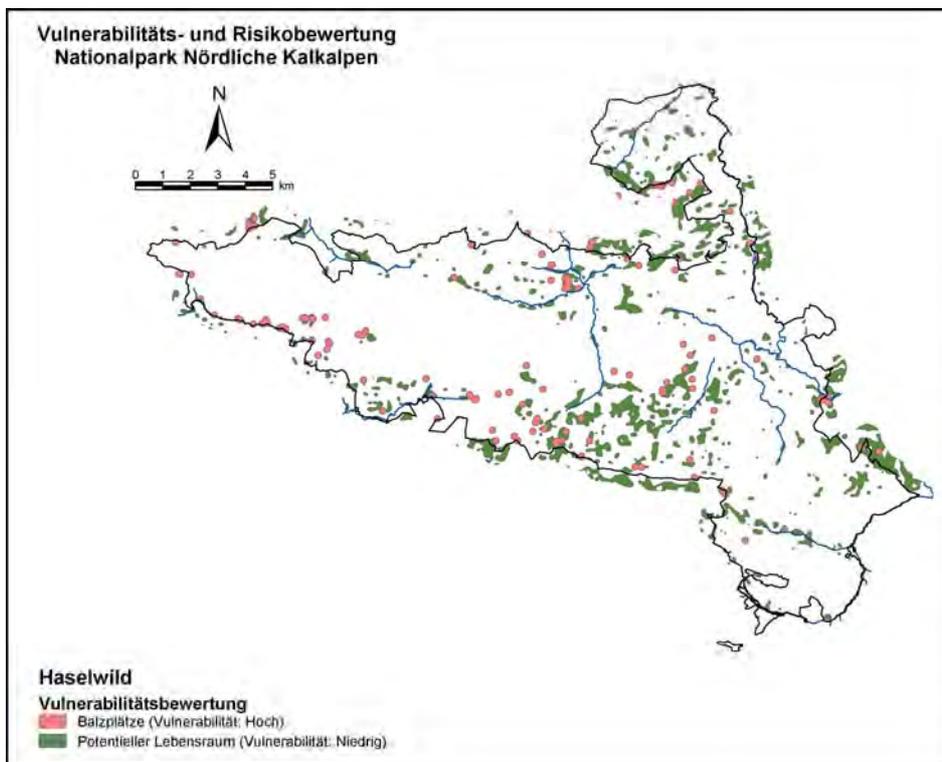


Abbildung 81: Darstellung der Vulnerabilität für die Zeit mit Schneebedeckung für das Haselwild.

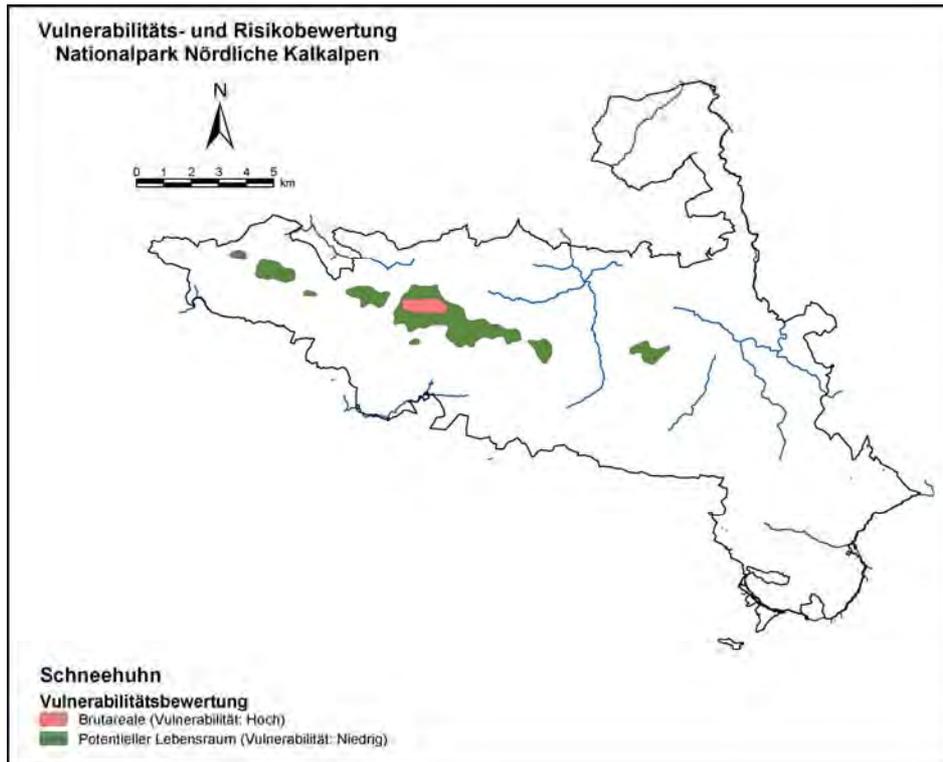


Abbildung 82: Darstellung der Vulnerabilität für das Alpenschneehuhn.

Die Biotope, Gewässer, wertvollen Sonderstandorte und Wassereinzugsgebiete der Abbildung 83, Abbildung 84, Abbildung 85 und Abbildung 86 wurden nach ihrer Bedeutung in Status 1 – und Status 2 – Biotope klassifiziert (WEIGAND, FUXJÄGER, SCHÖN, 2002). Die Status 1 – Biotope, die auch als Sensible Kernbiotope bezeichnet werden, stellen die Flächen mit hoher Vulnerabilität dar und sind in den Abbildungen an ihrer roten Farbe zu erkennen. Den restlichen Biotopen (Bedeutende Verbreitungsareale) wurde der Wert 2 für die Vulnerabilitätsklasse 2 (Vulnerabilität: Niedrig) zugewiesen. Wie bei den anderen Vulnerabilitätsbewertungen sind sie an ihrer grünen Farbe zu erkennen.

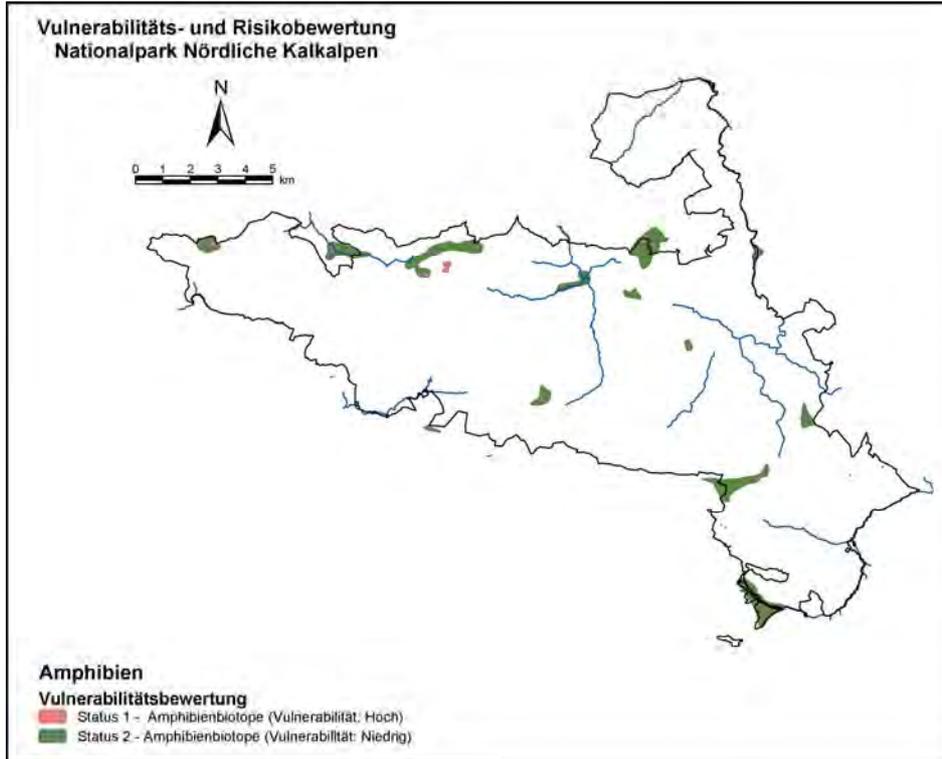


Abbildung 83: Darstellung der Vulnerabilität für die Amphibien.

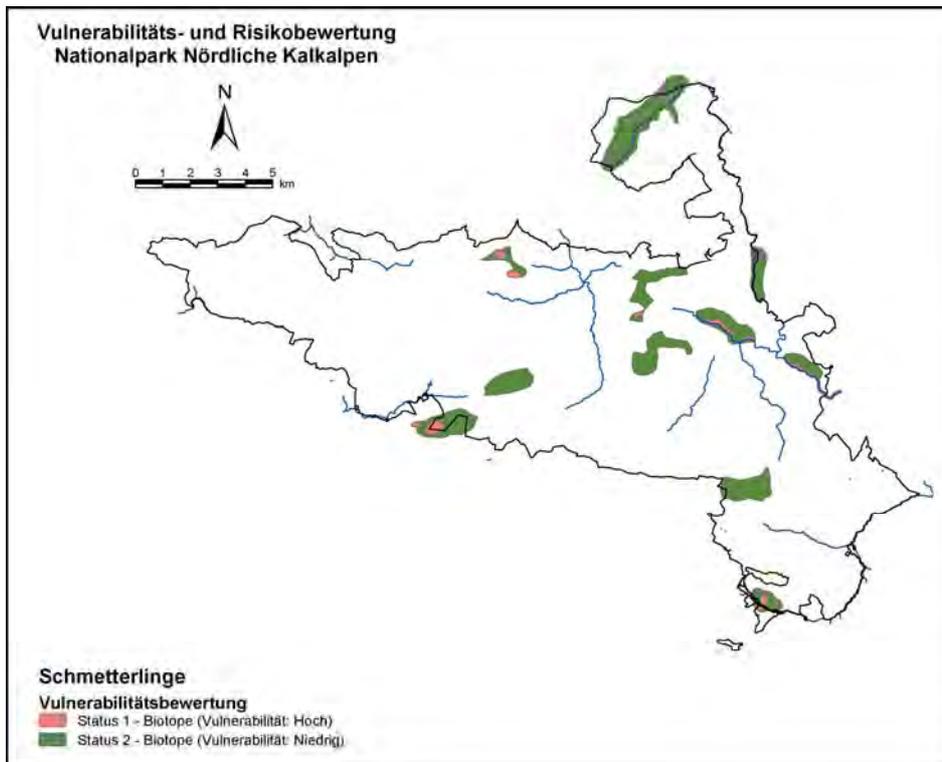


Abbildung 84: Darstellung der Vulnerabilität für die Schmetterlingsbiotope.

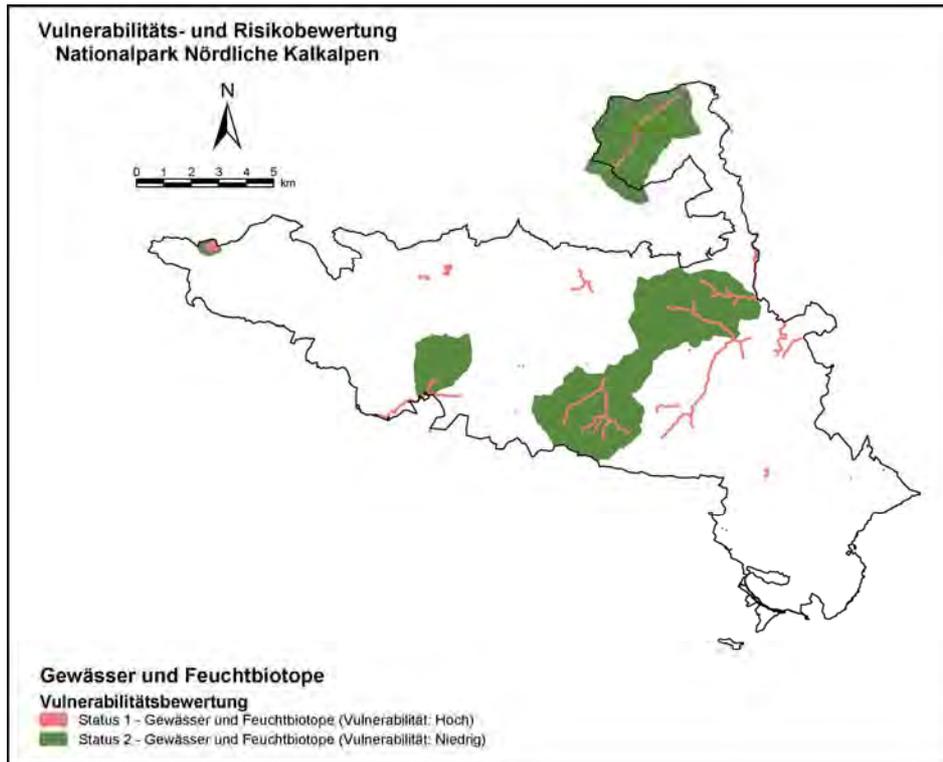


Abbildung 85: Darstellung der Vulnerabilität für die Gewässer und Feuchtbiotope.

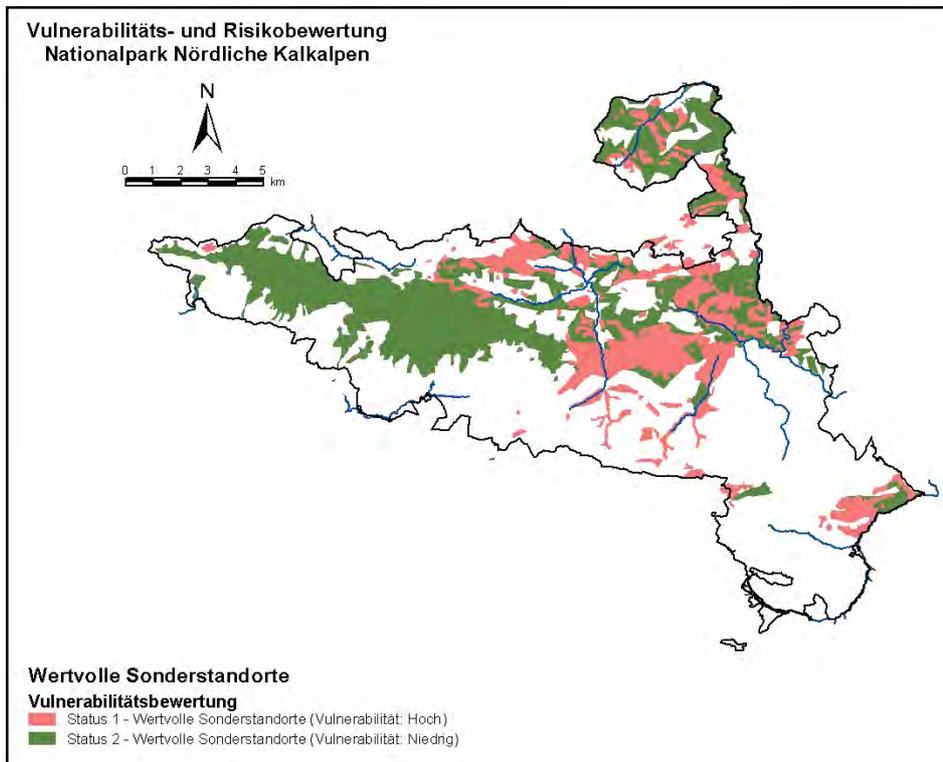


Abbildung 86: Darstellung der Vulnerabilität für die wertvollen Sonderstandorte.

Die Abbildung 87 und Abbildung 88 zeigen die Vulnerabilitätsbewertung der Böden hinsichtlich des Gefahrenbereichs Bodenverdichtung. Die Flächen der Bodentyp – Gründigkeitsklassen Böden unter 10 cm effektiver Gründigkeit, Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss zwischen 10 und 20 cm effektiver Gründigkeit und Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss über 20 cm effektiver Gründigkeit stellen in der Abbildung 87 die Flächen mit niedriger (Vulnerabilitätsklasse 3), mittlerer (Vulnerabilitätsklasse 2) und hoher Vulnerabilität (Vulnerabilitätsklasse 1) dar. Bei den Vulnerabilitätsklassen der zweiten Abbildung handelt es sich dagegen um die Bodentyp – Gründigkeitsklassen der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss und der Böden mit Stau- oder Tagwassereinfluss. Wie bei der Bewertung der ersten Abbildung wurde den tiefgründigeren Böden eine höhere Vulnerabilität zugewiesen. So stellen die Flächen der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss über 20 cm effektiver Gründigkeit die Flächen mit mittlerer Vulnerabilität (Vulnerabilitätsklasse 2) und jene der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss zwischen 10 – 20 cm effektiver Gründigkeit die Flächen mit niedriger Vulnerabilität (Vulnerabilitätsklasse 3) dar. Bei der Bewertung der beiden Bodentypen wurden den Böden mit Stau- oder Tagwassereinfluss die höhere Vulnerabilität (Vulnerabilitätsklasse 1) zugewiesen.

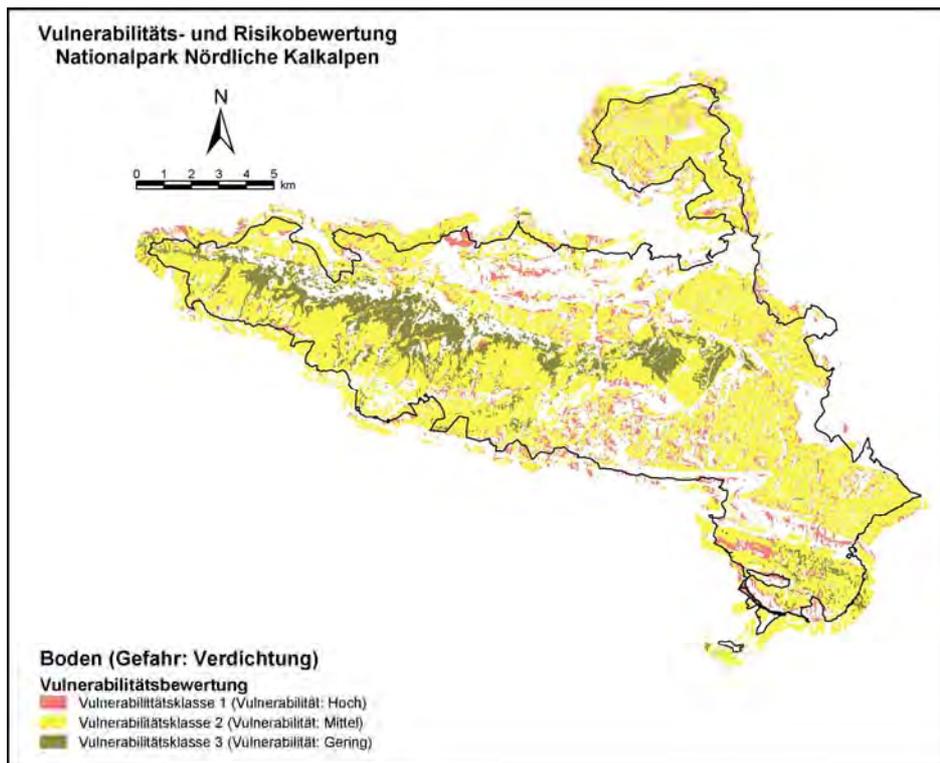


Abbildung 87: Darstellung der Vulnerabilität der Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss hinsichtlich des Gefahrenbereichs Bodenverdichtung.

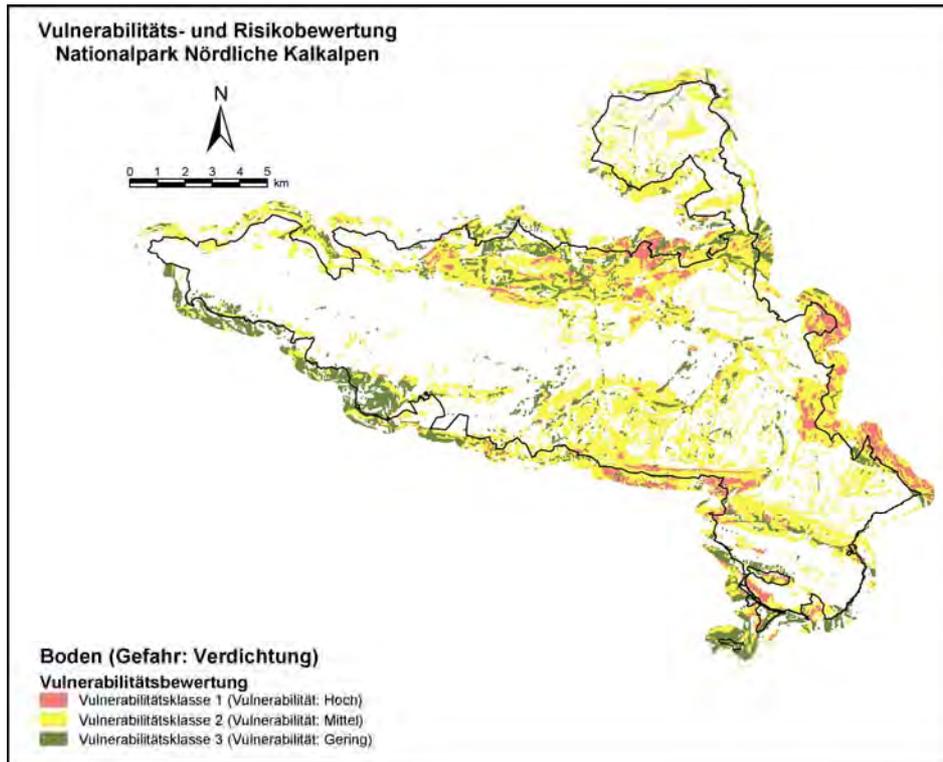


Abbildung 88: Darstellung der Vulnerabilität der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss und jener mit Wassereinfluss hinsichtlich des Gefahrenbereichs Bodenverdichtung.

Auch bei den Vulnerabilitätsbewertungen der letzten beiden Abbildungen (Abbildung 89, Abbildung 90) nimmt die Vulnerabilität mit zunehmender Klassenzahl ab. Da die Vulnerabilitätsbewertung der Geologie, der Bodentyp – Gründigkeitsklassen und der Vegetation die Grundlagen der Vulnerabilitätsbewertung des Karstwassers (Abbildung 89) darstellen, wurden aufgrund der großen Zahl an möglichen Vulnerabilitätsklassen 5 statt 2 oder 3 Klassen ausgeschieden. Das gleiche gilt für die Vulnerabilitätsbewertung des Bodens in Bezug auf den Gefahrenbereich Bodenerosion (Abbildung 90). Diese basiert auf der Bewertung der Bodentyp – Gründigkeitsklassen und der Bewertung von 7 Neigungsklassen.

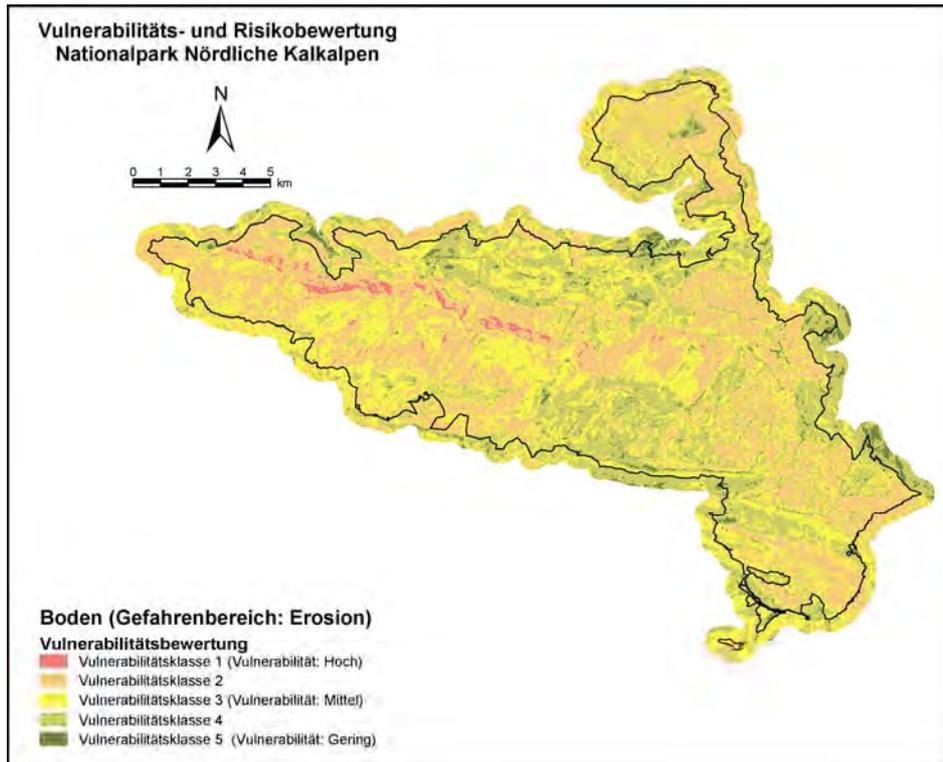


Abbildung 89: Darstellung der Vulnerabilität des Bodens hinsichtlich des Gefahrenbereichs Bodenerosion.

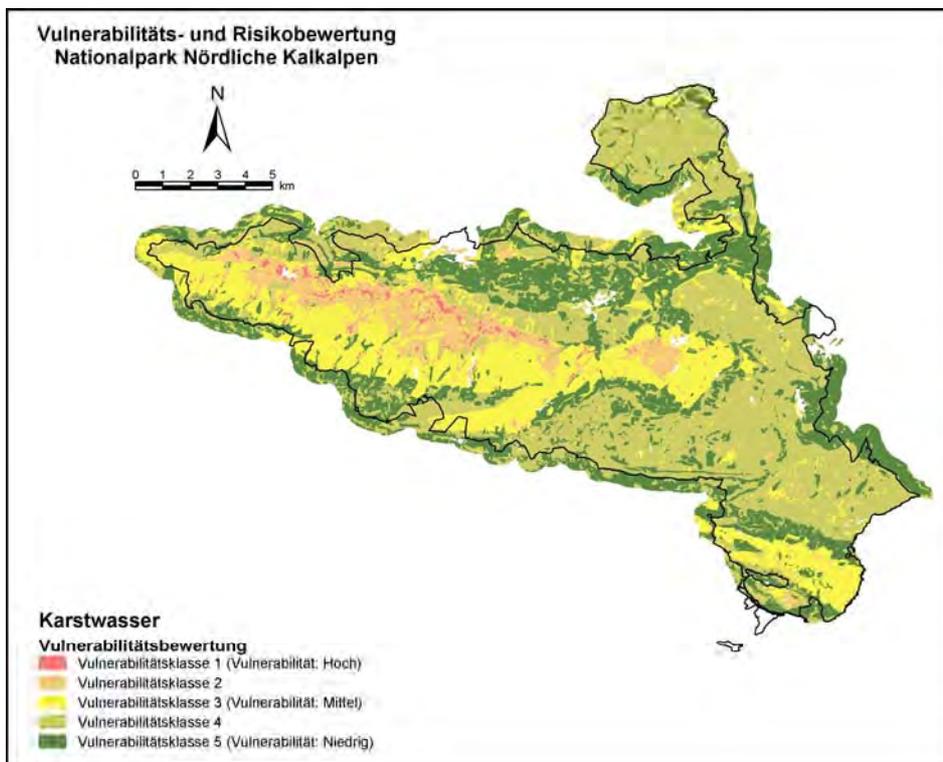


Abbildung 90: Darstellung der Vulnerabilität des Karstwassers.

6.2 Diskussion

Abbildung 71, Abbildung 72, Abbildung 73 zeigen die Vulnerabilitätsbewertungen der Flächen, die im Zuge des Projekts „Wildökologische Raumplanung Nationalpark Kalkalpen“ (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000), für das Rotwild erhoben wurden. Da nicht alle Gefahren zur gleichen Jahreszeit auftreten, wurden die Flächen nach ihrer jahreszeitlichen Relevanz getrennt und in eigenen Layern abgespeichert. Die Bewertung dieser Flächen durch GÄRTNER und FUXJÄGER (persönliche Mitteilung) basiert auf dem Grad der Empfindlichkeit des Rotwildes gegenüber den definierten Gefahren. Abbildung 71 zeigt jene Flächen, in denen sich das Rotwild während der Sommermonate aufhält. Die flächenmäßig größten Setzeinstände liegen nördlich des Rotgsols, südlich des Schönecks und im Bereich Zwielaufhütte – Sulzböden – Hochsattel. Insgesamt beträgt die Fläche der Setzeinstände im Arbeitsgebiet 1511 ha. Da die Auswirkungen der definierten Gefahren während der Setzung für die weiblichen Tiere und deren Kälber besonders belastend sind, wurden diese Flächen zur Vulnerabilitätsklasse 1 (Vulnerabilität: Hoch) zusammengeschlossen. Den restlichen Flächen, welche die Sommereinstände darstellen, wurde der Wert 2 für die Vulnerabilitätsklasse 2 (Vulnerabilität: Gering) zugewiesen. Die Sommereinstände (1375 ha) befinden sich im Gegensatz zu den Wintereinständen in den höheren und deshalb kühleren Lagen des Nationalparks wie zum Beispiel am in der Region Taborwald – Sulzkogel – Werfneralm, am Mieseck, am Eisboden, im Bereich Giereralm – Bärenwald und beiderseits der Hetzschlucht. Die Brunftplätze, die in Abbildung 72 dargestellt sind, stellen die Flächen dar, die während des Herbstes für das Rotwild von Bedeutung sind. Die größten Brunftplätze des Nationalparks befinden sich in der Region Brettstein – Rottal – Koppenalm – Abrißtal, um den Rotgsol und am Truppenübungsplatz Hopfing. Insgesamt beträgt die Fläche der Brunftplätze 1659 ha. Da die Vulnerabilität des Rotwildes während der Brunftzeit vergleichbar mit jener in den Sommereinständen ist, wurden diese Flächen zur Vulnerabilitätsklasse 2 (Vulnerabilität: Niedrig) zusammengeschlossen. Die Zeit mit Schneebedeckung stellt dagegen wieder eine sehr anspruchsvolle Periode dar. Erstens ist das Nahrungsangebot in dieser Zeit stark limitiert. Vor allem das Rotwild, das sich in früheren Zeiten in tiefere und klimatisch begünstigte Lagen zurückzog, ist in dieser Zeit von der Fütterung abhängig. Zweitens sind die Fluchtmöglichkeiten und der Lebensraum aufgrund der Schneebedeckung stark eingeschränkt. Das Auftreten einer Gefahr in dieser Zeit und die resultierende Flucht vor dieser Gefahr sind deshalb immer mit einem hohen Energieverlust verbunden, der aufgrund des geringen Nahrungsangebotes nur schwer wieder ausgeglichen werden kann. Aus diesem Grund wurden die Flächen der Wintereinstände und der Einzugsbereiche um die Fütterungen als Vulnerabilitätsklasse 1 (Vulnerabilität: Hoch) ausgewiesen. Insgesamt beträgt die Fläche mit hoher Vulnerabilität für die Zeit mit Schneebedeckung 2789 ha. Die Fläche der Außensteher beträgt mit 136 ha nur 4.9 % der Fläche. Die größeren Einstände dieser Rudel befinden sich im Bereich der Anlaufalm und

der Rotwagmauer. Der größte Winterstand befindet sich auf der Sengsengebirgssüdseite im Bereich der Fütterung Spannriegl.

Die Abbildung 74 und Abbildung 75 zeigen die Flächen, die für das Gamswild von Bedeutung sind. Im Gegensatz zu dem umfangreichen Datenmaterial des Rotwildes beschränken sich die Daten über das Gamswildes auf die Ergebnisse einer Habitatbewertung ausgewählter naturräumlichen Daten. Da die Wahrscheinlichkeit, dass die Bewertung der Gridzellen den wirklichen Lebensraum des Gamswildes wiedergeben, für die Gridzellen der vierten (gut geeignet) und der fünften (optimal) Stufe am größten ist, wurden nur die Gridzellen dieser beiden Stufen bei der Aufbereitung für die weiteren Analyseschritte verwendet. Abbildung 74 zeigt das Ergebnis dieser Modifikation für die Habitatbewertung des Sommerlebensraumes. Die Bewertung basiert auf den charakteristischen Eigenschaften des Lebensraumes, der vom Gamswild in den Sommermonaten bewohnt wird. So bevorzugen Gämsen in den heißen Sommermonaten alpine Rasenflächen und Geröllhalden auf den kühleren Schattseiten (DEUTZ, GRESSMANN, 2001). Diese Habitatanforderungen werden vor allem auf den Nordseiten des Sengsengebirges und des Größtenbergs erfüllt. Deshalb stellen diese Gebiete einen wichtigen Sommerlebensraum des Gamswildes dar. Weitere größere Flächen befinden sich in den Regionen Kampermauer – Hieflerstutzen – Schwarzkogel – Spitzenbergriedel, Schöneck – Langfirst – Eiseneck und in den schattseitigen Hängen, die vom Zöbelboden und dem Schallhirtboden in die umliegenden Täler hinabziehen. Insgesamt beträgt dieser potentielle Lebensraum des Gamswildes im Arbeitsgebiet 7168 ha. Im Winter ziehen sich die Gämsen in tiefere Lagen zurück, wobei auch dort felsdurchsetzte Lawenstriche, Schluchten und felsige Gräben aufgrund der geringeren Schneehöhe bevorzugt werden (KNAUS, 1983). Die Flächen des potentiellen Winterlebensraumes, die durch die Modifikation der Habitatbewertung des Winterlebensraumes (Abbildung 75) erstellt wurden, sind mit 2191 ha deutlich kleiner als jene des Sommerlebensraumes. Sie befinden sich größtenteils im Bereich des Sengsengebirges. Daneben gibt es noch kleinere Flächen am Rotgsol, am Größtenberg, am Trämpl, am Schöneck, am Wasserklotz, am Quemkogel und an der Kampermauer. Da es sich bei den Flächen in den beiden Abbildungen nur um potentielle Lebensräume handelt, konnte für die Flächen der beiden Layer nur die Vulnerabilitätsklasse 2 (Vulnerabilität: Niedrig) vergeben werden.

Abbildung 76, Abbildung 77, Abbildung 78, Abbildung 79, Abbildung 80, Abbildung 81 und Abbildung 82 zeigen die Layer, die für die Visualisierung der Vulnerabilität der 4 Rauhußhuhnarten Auer-, Birk-, Haselwild und Alpenschneehuhn erstellt wurden. Die Flächen der zweiten Vulnerabilitätsklasse (Vulnerabilität: Niedrig) basieren dabei auf den Ergebnissen der Habitatbewertungen des Projektes „Biotopplanung für Rauhußhühner im Nationalpark OÖ“ (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000). Die Bewertung der vorhandenen naturräumlichen Daten, die im Zuge dieses Projektes durchgeführt wurden, erfolgte auf Basis einer detaillierten Literaturrecherche (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2002). Für die Aufbereitung der Ergebnisse wurden nur die Gridzellen der Habitatseignungsklasse 4 (hoch geeignet)

herangezogen, weil die Wahrscheinlichkeit, dass die Bewertung der Gridzellen auch den aktuellen Lebensraum wiedergibt, bei den Gridzellen der vierten Habitatseignungsklasse am höchsten ist. Die Ergebnisse der kontinuierlichen Berechnungsmethode wurden deshalb gewählt, weil bei der Anwendung dieser Methode die Homeranges der Rauhfußhuhnarten berücksichtigt wurden und deshalb übersichtlichere Ergebnisse entstanden. Die Flächen, die schlussendlich in den Layern berücksichtigt wurden, stellen den potentiellen Lebensraum der jeweiligen Rauhfußhuhnart dar. Da für diese Flächen jedoch der Nachweis fehlt, dass sie tatsächlich von der jeweiligen Rauhfußhuhnart bewohnt werden, wurde ihnen „nur“ die Vulnerabilitätsklasse 2 (Vulnerabilität: Niedrig) (WEIGAND, persönliche Mitteilung) zugewiesen. Im Gegensatz dazu, wurde auf den Flächen des aktuellen Lebensraumes, der sich aus den Brutarealen und Balzplätzen zusammensetzt, die Existenz der Rauhfußhühner (STEINER, PÜHRINGER, SCHMALZER, 2003) nachgewiesen. Da die Auswirkungen der definierten Gefahren aufgrund der nachgewiesenen Existenz der Rauhfußhühner auf diesen Flächen wahrscheinlich größer sind, wurde diesen Flächen die Vulnerabilitätsklasse 1 (Vulnerabilität: Hoch) zugewiesen. Insgesamt wurden für die Rauhfußhuhnarten Auer-, Birk- und Haselwild je 2 Layer erstellt, wobei der Unterschied zwischen den beiden Layern in den unterschiedlichen potentiellen Lebensräumen zur Winter- und zur Sommerzeit liegt. Die Brut- und Balzplätze wurden in beiden Layern als Vulnerabilitätsklasse 1 (Vulnerabilität: Hoch) integriert. Dagegen ließe sich argumentieren, dass die Balz- und Brutareale nur im Frühjahr für die Rauhfußhühner als Lebensräume von Bedeutung sind. Diese Kritik ist zwar berechtigt, da die Rauhfußhühner jedoch keine guten Flieger sind, können die Distanzen zwischen den unterschiedlichen Lebensräumen nicht sehr groß sein. Diese Annahme wird auch aus den Abbildungen sichtbar. Der Unterschied zwischen den potentiellen Lebensräumen während der Zeit mit und ohne Schneebedeckung besteht darin, dass sich die potentiellen Lebensräume während der Zeit der Schneebedeckung lediglich verringern aber nicht verlagern. Deshalb kann auch davon ausgegangen werden, dass sich in den Gebieten, in denen in der schneefreien Zeit Rauhfußhühner nachgewiesen wurden, auch während der Zeit mit Schneebedeckung Rauhfußhühner aufhalten. Eine Ausnahme bildet das Alpenschneehuhn. Da für diese Rauhfußhuhnart nur eine Habitatbewertung durchgeführt wurde, konnte auch nur ein Layer erstellt werden. Die Bewertung der aktuellen und potentiellen Lebensräume wurde analog zu jener der anderen Rauhfußhuhnarten durchgeführt.

Abbildung 76 und Abbildung 77 zeigt, dass die bestätigten Lebensräume des Auerwildes (STEINER, PÜHRINGER, SCHMALZER, 2003) innerhalb des Nationalparks flächenmäßig nicht sehr groß sind. Das Auerhuhn bevorzugt als Waldvogel zusammenhängende naturnahe Wälder mit einem hohen Nadelholzanteil und unterschiedlichen Altersklassen. Entscheidend ist, dass diese Wälder nicht zu dicht sind, weil sich nur bei günstigen Lichtverhältnissen eine gute Bodenvegetation ausbildet, die sowohl als Nahrungsgrundlage als auch als Deckung notwendig ist. Zudem können nur lichte Wälder von den Vögeln gut befliegen werden (ASCHENBRENNER, 1985; LINDNER in PAREY, 1977). Größere Flächen dieses

Lebensraumes befinden sich zum Beispiel am Lackerboden, in der Nähe der Eiskapelle, am Dürreneck, am Hütteck, am Augustinkogel, im Bereich der Wohlführeralm und am Zöbelboden. Der bedeutendste Verbreitungsschwerpunkt im Bereich der Ebenforstalm liegt jedoch außerhalb des Nationalparks. Insgesamt beträgt die Fläche der aktuellen Lebensräume 761 ha. Größere Flächen des potentiellen Lebensraumes während der schneefreien Zeit liegen im Bereich Lackerboden – Spering, Kogleralm – Bärenriedlau – Spannriegl – Gsol, Ebenforstalm – Jörglalm, im Quellgebiet der Steyring und am Zöbelboden. Die ganze Fläche beträgt 4655 ha. Die Fläche des potentiellen Lebensraumes des Auerwildes für die Zeit mit Schneebedeckung ist verglichen mit jener während der Zeit mit Schneebedeckung mit 2052 ha sehr viel kleiner. Größere Flächen befinden sich nur im Bereich Lackerboden – Spering, Kogleralm, Gsol – Bärenriedlau – Spannriegl, Rosskopf – Weitengruben, Rotgsol – Vorderreuterstein und Ochsenkogel – Ebenforst.

Die potentiellen Lebensräume der Birkhühner befinden sich in den höheren Lagen des Nationalparks (Sengsengebirge, Größtenberg, Kampermauern). Da der saisonale Unterschied zwischen den Habitaten nicht so groß ist, wie bei den Auerhühnern, unterscheiden sich die Flächen des potentiellen Lebensraumes in den beiden Abbildung 78 und Abbildung 79 nicht sehr viel. Der Unterschied besteht nur darin, dass die gesamte Fläche in der Zeit mit Schneebedeckung (3172 ha) etwas kleiner als jene der schneefreien Zeit (3183 ha) ist. Im Gegensatz zu den Auerhühnern bevorzugt das Birkwild aufgelockerte Vegetationsbestände, die in der Kampfzone des Waldes und den Waldweiden rund um die Almen zu finden sind (ASCHENBRENNER, 1985). Da das Birkhuhn ein besserer Flieger ist als das Auerhuhn, kann es besser von seinen Feinden fliehen und auch leichter ungünstige Lebensräume verlassen. Die Lage der nachgewiesenen Lebensräume (847 ha) bestätigt diese Charakterisierung der Habitate. Das flächenmäßig größte Brutareal befindet sich in den ehemaligen Waldweiden und der Kampfzone um die Mayralm und die Giereralm. Die restlichen Brutareale befinden sich in den Gipfellagen des Größtenbergs, der Kampermauern und des Rotgsols. Die erhobenen Balzplätze befinden sich größtenteils in den großflächigen Latschenflächen des Sengsengebirges und des Größtenbergs.

Die Abbildung 80 und Abbildung 81 zeigen, dass das Streifgebiet des Haselhuhns viel kleiner ist, als jenes der anderen 3 Rauhußhuhnarten (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000). Es bevorzugt einen hinsichtlich Alters- und Artenzusammensetzung abwechslungsreichen Wald mit hochwertiger Pflanzennahrung und guten Deckungsmöglichkeiten. In der vegetationsarmen Zeit werden aufgrund der besseren Deckungsmöglichkeiten oft nadelholzdominierte Jungbestände bewohnt. Da sich das Haselhuhn aber nicht ausschließlich von Koniferen ernähren kann, müssen in diesen Beständen immer Weichlaubhölzer eingesprengt sein. Während der restlichen Jahreszeit werden vor allem strukturreiche Laubholzbestände bevorzugt (SCHERZINGER in PAREY, 1977). Da das Haselhuhn aufgrund seiner geringen Körpergröße von vielen Räubern (Marder, Fuchs, Habicht, Sperber) gejagt wird, spielen bei der Wahl dieser Habitats die Deckungsmöglichkeiten eine große Rolle. Die Flächen, die die

potentiellen Lebensräume darstellen, sind deshalb sehr kleinräumig strukturiert. Die flächenmäßig größten potentiellen Verbreitungsschwerpunkte (3477 ha) während der schneefreien Zeit befinden sich in der Region Großer Weißenbach – Zöbelboden – Wilder Graben, Bramerleiten – Föhrenbach – Bossbrettkogel – Feuerwald und Kienrücken – Annerlalm – Schwarzer Bach – Prefingkogel. Im Quellgebiet der Steyrling häufen sich mehrere kleine, aber nicht zusammenhängende, Flächen. Die Zersplitterung der potentiellen Lebensräume ist während der Zeit mit Schneebedeckung (2289 ha) noch größer. Die größten Flächen befinden sich im Bereich der Ebenforstalm, Aueralmhütte – Klaushütte, Mitterwandgrube – Ortbaueralm, Hundseck und Weißensteinerreut – Antonihütte – Königbaueralm – Unterlaussa. Die bestätigten Lebensräume (352 ha), die sich beim Haselhuhn auf die Balzplätze beschränken, konzentrieren sich größtenteils auf die tieferen Lagen des Nationalparks. Häufungen von Balzplätzen treten im Bodinggraben, am Schwarzen Bach (Aschauer Alm) und im Langen Graben auf.

Die vierte Rauhußhuhnart, das Alpenschneehuhn, muss mit dem vergleichsweise kleinsten potentiellen Lebensraum der Rauhußhühner (Abbildung 82) sein Auslangen finden. Dieser Lebensraum beschränkt sich auf die Flächen oberhalb der Waldgrenze, die innerhalb des Nationalparks lediglich am Sengsengebirgszug und dem Größtenberg zu finden sind. Da es auch im Winter nicht auf Baumäsung umsteigt, ist das Alpenschneehuhn für die Nahrungsaufnahme auf die windexponierten und deshalb schneefreien Stellen dieser Region angewiesen. Deshalb wurde auch nur eine Habitatbewertung für das ganze Jahr durchgeführt. Im Vergleich zu den anderen Rauhußhühnern weist der potentielle Lebensraum des Schneehuhnes mit 748 ha die kleinste Ausdehnung auf. Da für das Schneehuhn keine Balzplätze erhoben wurden, beschränkt sich die Fläche des aktuellen Lebensraumes auf ein Brutareal mit einer Größe von 69 ha in den Gipfellagen der Hohen Nock.

Die Amphibienbiotope (Abbildung 83) der Vulnerabilitätsklasse 1 (Vulnerabilität: Hoch), die auch als Status 1 – oder Sensible Kernbiotope bezeichnet werden, beschränken sich im Nationalpark auf Seen (z.B.: Feichtauer Seen, Herzlsee, Tannguterlacke) und Tümpeln (z.B.: Mehrtümpelareal Falkenmauer, Tümpeln Jaidhaustal, Tümpeln Blabergalm). Sie stellen wichtige Laichgebiete für die Amphibien dar. Bei den Flächen der Vulnerabilitätsklasse 2 (Vulnerabilität: Niedrig) handelt es sich zum größten Teil um die Feuchtbiotope, die um die Sensiblen Kernbiotope liegen. Sie sind mit 655 ha flächenmäßig bedeutend größer als die Sensiblen Kernbiotope (15 ha) und werden auch als Bedeutende Verbreitungsareale bezeichnet. Das größte Areal ist das Amphibienbiotop Ebenforstalm, gefolgt von den Amphibienbiotopen der Feichtaualm und der Puglalm. Diese Biotope sind deshalb so wichtig, weil die Zahl der stehenden Oberflächengewässer innerhalb des Nationalparks aufgrund des vorwiegend karbonatischen und des dolomitischen Untergrundes beschränkt ist.

Die Standorte der Schmetterlingsbiotope (Abbildung 84) sind in erster Linie durch eine artenreiche Bodenvegetation geprägt, die sich infolge des Lichtreichtums dieser Lagen einstellt. Deshalb befinden sich viele der Biotope innerhalb der offenen Almflächen, der umliegenden

Waldweideflächen und den Böschungen der Forststraßen. Der Lichtreichtum dieser Standorte ist vor allen der menschlichen Bewirtschaftung zuzuschreiben. Im Gegensatz dazu, ist der Lichtreichtum der Schmetterlingsbiotope, die an den steilen Talhängen des Hintergebirges zu finden sind, auf die naturräumlichen Gegebenheiten zurückzuführen. Aufgrund der Steilheit und des geologischen Untergrundes bilden sich dort im besten Fall lichte Waldbestände (z.B.: *Carici albae – Fagetum*) mit einer artenreichen Bodenvegetation aus. Wie bei den Amphibienbiotopen sind die Status 2 – Biotope 1406 ha flächenmäßig größer als die Status 1 – Biotope (95 ha). Das flächenmäßig größte Sensible Kernbiotop liegt im Bereich des Schleierfalls beiderseits des Schwarzen Baches, jenes der Status 2 – Biotope auf der orographisch linken Seite des Großen Weißenbaches. Die Standorte der Schmetterlingsbiotope sind deshalb so wichtig, weil sie aufgrund der schattigen Buchenreinbestände, die den größten Teil des Nationalparks bedecken, auf kleine Flächen des Nationalparks begrenzt sind.

Die Status 1 – Gewässer und Feuchtbiotope (294 ha) in Abbildung 85 setzen sich aus den stehenden Gewässer, ausgewählten Fließgewässern und Quellen zusammen. Die stehenden Gewässer wurden deshalb als Sensible Kernbiotope ausgewiesen, weil sie aufgrund des überwiegend karbonatischen und dolomitischen Untergrundes eine Ausnahme im Nationalpark darstellen. Die Quellen gelten aufgrund ihrer faunistisch – floristischen Vielfalt als Sonderbiotope, die besonders sensibel auf Verunreinigungen reagieren. Die Fließgewässer der Abbildung 85 zeichnen sich durch ihre natürliche Dynamik und ihren Reichtum an Floren- und Faunenelementen aus. Bei den Status 2 – Biotopen (3602 ha) handelt es sich um die Einzugsgebiete besonders schützenswerter Gewässer (Großer Weißenbach, Föhrenbach, Quellen der Hinteren Rettenbaches). Sie wurden deshalb ausgeschieden, weil Gewässer und Wassereinzugsgebiet immer eine Einheit bilden und der Schutz des Gewässers ohne den Schutz ihres Einzugsgebietes, dessen wirkliche Grenzen im Kalk nur in den seltensten Fällen mit den topographischen Grenzen des Einzugsgebietes übereinstimmen, nicht möglich ist.

Innerhalb der Regionen, die in Abbildung 86 als Flächen mit hoher Vulnerabilität (2418 ha) ausgewiesen sind, befinden sich nach LENGLACHER (2000) große Flächen von hochgradig vulnerablen Substraten und/oder Vegetationsbeständen wie zum Beispiel offener Bewegt – Schutt, spärlich bewachsener Gehängeschutt, flachgründige, lückige initiale Rohböden, Fels – Trockenrasen, Polster – Seggenrasen, Schuttfluren, moosreiche Moor- und Anmoorvegetation oder Felsspaltenvegetation. Als Flächen mit niedriger Vulnerabilität wurden sonstige Zonen mit mehr oder weniger naturnahen Beständen (LENGLACHER, 2000) und die Zone des Sengsengebirgszuges ausgeschieden. Diese Bewertung basiert auf der Annahme, dass in dieser Kategorie alle naturnahen (Altholz-)Bestände zusammengefasst wurden, die vergleichsweise widerstandsfähiger gegenüber den definierten Gefahren reagieren als die Flächen mit hochgradig vulnerablen Substraten und/oder Vegetationsbeständen. Eine Vulnerabilitätsbewertung der einzelnen Bestände dieser Zone konnte aufgrund fehlender Daten nicht vorgenommen werden. Der Sengsengebirgszug wurde deshalb als Fläche mit niedriger Vulnerabilität ausgewiesen, weil er zum Zeitpunkt der Datenübergabe noch nicht kartiert

worden war und deshalb die Datenqualität für die Ausscheidung von Teilflächen der Vulnerabilitätsklasse 1 nicht ausreichend war. Seine Fläche wurde deshalb berücksichtigt, weil er aufgrund seiner Größe den Nationalpark prägt.

Die Abbildung 87, Abbildung 88 und Abbildung 89 beschäftigen sich mit dem Themenkreis Boden. Für die Analyse des Gefahrenbereichs Bodenverdichtung wurden die Flächen der Bodentyp – Gründigkeitsklassen in 2 Layer getrennt abgespeichert. Der Grund für diese Trennung liegt darin, dass die Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss auf der einen Seite und die Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss und jene mit Stau- oder Tagwassereinfluss auf der anderen Seite unterschiedlich auf das Problem der Bodenverdichtung reagieren. Grundsätzlich ergibt sich die Porosität der Böden durch die Wirkungen von Faktoren der Porenentstehung und Porenzerstörung. Zwei wichtige Faktoren für die Entstehung und Aufrechterhaltung von Grobporen ist die Tätigkeit der Bodenfauna und das Wurzelwachstum. Sie sind dafür verantwortlich, dass organische Substanz in den Mineralboden gelangt. Diese bildet wiederum die Basis für zahlreiche Nahrungsketten. Zudem werden als Folge dieser Tätigkeit mineralische Bodenteilchen miteinander verklebt und zu Aggregaten zusammengefügt, die für die gute Durchlüftung des Bodens eine wichtige Bedeutung haben. Diese locker gelagerten, grobporenen, stark humosen und/oder sandigen Böden sind besonders verdichtungsgefährdet, wobei ein hoher Wassergehalt diese Gefährdung noch verstärkt (REHFUSS, 1990). Diese Aussage ist damit zu begründen, dass eine Bodenverdichtung in erster Linie Auswirkungen auf das Porenvolumen und die Lagerungsdichte hat. Vor allem die Grobporen sind von einer Verdichtung betroffen (REHFUSS, 1990). Von den modellierten Bodentypen zeigen in erster Linie die Braunlehmrendzinen und die braunlehmbeeinflussten Rendzinen die oben genannten Bodenmerkmale.

Feinkörnige, feuchte Böden können dagegen aufgrund des geringen Anteils an Grobporen kaum zusätzlich verdichtet werden. Einen weiteren Schutz bieten die zahlreichen wassergefüllten Fein- und Mittelporen (REHFUSS, 1990).

Die Ausscheidung der Vulnerabilitätsstufen basiert auf den Annahmen, dass sich Böden gleichen Typs umso mehr komprimieren lassen, je größer ihre effektive Gründigkeit ist und, dass die Regeneration umso länger dauert, je mehr die Böden komprimiert werden. Aus diesen Gründen wurde den Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss über 20 cm effektiver Gründigkeit der Wert 1 (Vulnerabilität: Hoch) zugewiesen. Dahinter folgen die Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss zwischen 10 und 20 cm effektiver Gründigkeit (Vulnerabilität: Mittel) und die Böden unter 10 cm effektiver Gründigkeit (Vulnerabilität: Niedrig). Flächenmäßig dominiert in Abbildung 87 mit einem Wert von 11711 ha (77.2 %) die Vulnerabilitätsklasse 2. Dahinter folgen mit einem Wert von 1813 ha (11.9 %) die Vulnerabilitätsklasse 3 und mit einem Wert von 1647 ha (10.9 %) die Vulnerabilitätsklasse 1. Auf die Standorte dieser 3 Bodentyp – Gründigkeitsklassen wurde schon in der Diskussion der statistischen Modelle genauer eingegangen. Grundsätzlich sind sie innerhalb des Nationalparks auf den steileren Lagen über den karbonatischen Gesteinsarten zu finden.

Die gleichen Annahmen wurden auch bei der Ausscheidung der Vulnerabilitätsklassen der Bodentyp – Gründigkeitsklassen des zweiten Layers (Abbildung 88) angewandt. Die Bodentyp – Gründigkeitsklasse 7 (Bodentypen mit Stau- oder Tagwasser über 20 cm effektiver Gründigkeit) wurde als Vulnerabilitätsklasse 1 (Vulnerabilität: Hoch) ausgewiesen, weil die Böden dieses Typs in der Regel größere effektive Gründigkeiten aufweisen. Dadurch ist zwar der Grad der Verdichtung etwa gleich, aber die Regeneration dauert wahrscheinlich länger. Den Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss über 20 cm effektiver Gründigkeit wurde der Wert 2 (Vulnerabilität: Mittel) und den Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss zwischen 10 und 20 cm effektiver Gründigkeit der Wert 3 (Vulnerabilität: Niedrig) zugewiesen.

Flächenmäßig dominiert in Abbildung 88 mit einem Wert von 5444 ha (68.6 %) die Vulnerabilitätsklasse 2. Dahinter folgt mit einem Wert von 1625 ha (20.5 %) die Vulnerabilitätsklasse 3 und mit einem Wert von 862 ha (10.9 %) die Vulnerabilitätsklasse 1. Auf die Standorte dieser 3 Bodentyp – Gründigkeitsklassen wurde ebenfalls schon in der Diskussion der statistischen Modelle genauer eingegangen. Grundsätzlich sind sie innerhalb des Nationalparks auf den flacheren Lagen über den tonreicheren Gesteinsarten zu finden. Dies gilt vor allem für die Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss.

Die Abbildung 89 beschäftigt sich mit dem Gefahrenbereich Bodenerosion. Als Basis für die Erstellung dieses Layers (Abbildung 89) diente wiederum das Grid der 7 Bodentyp – Gründigkeitsklassen. Da jedoch der Grad der Bodenerosion unter anderem mit der Geländeneigung korreliert, wurde das Grid der Bodentyp – Gründigkeitsklassen und ein Grid mit 7 Neigungsklassen zuerst hinsichtlich des Gefahrenbereichs Bodenerosion bewertet. Dann wurden diese beiden Grids miteinander kombiniert und das resultierende Grid in 5 Vulnerabilitätsklassen reklassifiziert.

Bei der Vulnerabilitätsbewertung der Bodentyp – Gründigkeitsklassen wurde nach der Annahme vorgegangen, dass bei gleicher Belastung des Bodens die Auswirkungen der Erosion umso größer sind, je geringer die effektive Gründigkeit und der Braunlehmeinfluss ist. Zum Beispiel sind bei gleichem Grad an Erosion die Schäden bei Böden unter 10 cm effektiver Gründigkeit größer als bei Böden mit Tag- oder Stauwassereinfluss über 20 cm effektiver Gründigkeit. Die Begründung für diese Annahme basiert auf der Überlegung, dass sich tiefgründigere Böden aufgrund des vorhandenen Bodenmaterials wieder schneller regenerieren können. Für die Vulnerabilitätsbewertung der 7 Neigungsklassen wurde die Annahme aufgestellt, dass bei gleicher Belastung des Bodens die Auswirkungen umso größer sind, je steiler das Gelände ist. Flächenmäßig stellt die Vulnerabilitätsklasse 2 mit 11085 ha (43.7 % der gesamten Fläche) die wichtigste Klasse dar. Es handelt sich dabei größtenteils um die Flächen der Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss, die sich in steilen Lagen befinden. Dieser Umstand weist schon darauf hin, dass die Bodenerosion aufgrund der hohen Reliefenergie des Geländes einen nicht zu unterschätzenden Gefahrenbereich darstellt. Diese Tatsache wird durch den geringen Anteil (1.1 %) der Fläche der Vulnerabilitätsklasse 5 (267 ha) noch bestätigt. Sie korreliert im

Wesentlichen mit den außerordentlich flachen Standorten der Böden mit Wassereinfluss über 20 cm effektiver Gründigkeit.

Die Vulnerabilitätsklasse 1 mit einer Fläche von 439 ha (1.7 %) überschneidet sich im Wesentlichen mit der Fläche der Bodentyp – Gründigkeitsklasse 1. Diese befinden sich größtenteils auf der Nordseite des Sengengebirges. Da die Standorte dieser Klasse aufgrund der Steilheit nur sehr schwer zu erreichen sind, kann Bodenerosion, die auf den Betritt durch den Menschen oder das Weidevieh zurückzuführen ist, innerhalb dieser Flächen wahrscheinlich ausgeschlossen werden.

Die vierte Klasse, die flächenmäßig in der Rangliste der 5 Vulnerabilitätsklassen mit 5329 ha (21 %) den dritten Rang einnimmt, korreliert im Wesentlichen mit den Flächen der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss und jener mit Wassereinfluss. Die dritte Vulnerabilitätsklasse (8276 ha), die 32.6 % der Fläche einnimmt, korreliert sowohl mit den Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss, die sich in flacheren Lagen befinden als auch mit den deutlich braunlehmbeeinflussten Böden in steileren Lagen.

Die Vulnerabilität des Karstwassers (Abbildung 90) gegenüber Schadstoffeinträgen basiert auf der Vulnerabilitätsbewertung der Geologie, des Bodens und der WÖBT – Typen. Damit alle 3 Faktoren mit derselben Gewichtung in die endgültige Bewertung eingehen, wurden nach Rücksprache mit KATZENSTEINER (persönliche Mitteilung) die einzelnen Kategorien der Geologie und der Vegetation analog zu den 7 Bodentyp – Gründigkeitsklassen zu 7 Klassen zusammengefasst. Im Zuge dieser Bewertung wurden diesen Kategorien Werte von 1 bis 7 zugewiesen, wobei die Vulnerabilität mit ansteigenden Werten abnimmt.

Die Bewertung der Geologie basiert auf der hydrogeologischen Bewertung der Gesteinsarten (ANGERER ET AL., 1996). Neben der Bewertung mussten die 11 originalen Kategorien zu 7 Kategorien zusammengefasst werden. Bei dieser Aggregation wurde darauf geachtet, dass die Gesteinsarten (Wettersteinkalk, Hauptdolomit, glaziale Schotter, Gosauschichten, Bergsturzmaterial), die aufgrund ihrer unterschiedlichen hydrogeologischen Merkmale die Hydrologie des Nationalparks prägen, im Mittelpunkt einer eigenen Gruppe stehen. So umfasst die erste Kategorie die reinen Kalke mit dem Wettersteinkalk als typisches Gestein. Für die Bewertung der Gruppen wurde die Annahme aufgestellt, dass die Vulnerabilität umso geringer ist, je länger das Wasser in dem Gestein gespeichert wird. Deshalb wurde auch die Gruppe der reinen Kalke mit der höchsten Vulnerabilität belegt.

Die Bodentyp – Gründigkeitsklassen mussten nicht verändert werden, weil im Zuge der Kombination der Modelle der Bodentypen und der effektiven Gründigkeit schon 7 Bodentyp – Gründigkeitsklassen ausgeschieden wurden. Für die Bewertung wurden zwei Annahmen aufgestellt, die sich auf die Filter- und Pufferkapazität des Bodens beziehen. Die erste Annahme geht davon aus, dass die Filter- und Pufferkapazität des Bodens in erster Linie positiv mit der effektiven Gründigkeit korreliert. Das heißt, dass die Verweildauer des Wassers im Boden umso länger ist, je größer die effektive Gründigkeit ist. Flächen ohne Bodenbedeckung oder Rohböden weisen demnach eine geringere Filter- und Pufferkapazität als Böden mit 10

cm, mit 10 – 20 cm oder über 20 cm effektiver Gründigkeit auf. Die zweite Annahme bezieht sich darauf, dass die Filter- und Pufferkapazität bei gleicher effektiven Gründigkeit vom Bodentyp abhängt. Es wurde festgelegt, dass die Bodentypen mit Stau- oder Tagwassereinfluss von den 3 modellierten Bodentypen die besten Filter- und Pufferkapazitäten aufweisen. Dahinter folgen die Bodentypen mit Braunlehmeinfluss und die Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss. Die Begründung für diese Annahme basiert auf der Tatsache, dass in Böden mit größerem Ton- oder Lehmanteil, die Verweildauer und somit die Filterung des Wassers größer ist. Die Vulnerabilität des Karstwassers korreliert dagegen negativ mit der Filter- und Pufferkapazität des Bodens. Das heißt, dass die Vulnerabilität des Karstwassers umso höher ist, je geringer die Verweildauer des Wassers im Boden und somit die Filter- und Pufferkapazität ist.

Die Vegetation als dritter Faktor wurde deshalb berücksichtigt, weil sie die Bodendecke schützt und dadurch in ihrem Zusammenhalt widerstandsfähig macht. Dadurch ergeben sich weniger offene Kanäle und die Niederschläge sickern langsamer in den Untergrund (HASEKE, 1996). Das heißt, dass sich die Funktion der Vegetation bei der Vulnerabilitätsbewertung des Karstwassers vor allem auf den Schutz der Bodendecke beschränkt. Die Grundlage für die Bewertung der Vegetation bildeten die beiden Merkmale WÖBT – Typ und Deckungsgrad. Für die Bewertung wurden wieder zwei Annahmen aufgestellt. Die erste Annahme geht davon aus, dass der Schutz der Bodendecke umso besser ist, je weiter entwickelt der Vegetationstyp ist. Demnach schützen Altholzbestände den Boden besser als junge Bestände, Latschenflächen, Weiden, Wiesen, ungenutzte Grünflächen und vegetationsarme Flächen. Um die Vorgabe von 7 Vulnerabilitätsklassen einhalten zu können, wurden die jungen Bestände und die Latschenflächen beziehungsweise die Wiesen und Weiden zu eigenen Kategorien zusammengeschlossen. Die zweite Annahme geht davon aus, dass bei gleich entwickelten Vegetationstypen der Schutz der Bodendecke umso besser ist, je höher der Deckungsgrad ist. Da der Deckungsgrad der Gruppen vegetationsarme Flächen, ungenutzte Grünflächen und Wiesen (Weiden) vernachlässigbar ist, wurden lediglich die Flächen der Kategorien Altholzbestände beziehungsweise Junge Bestände – Latschenflächen nach ihrem Deckungsgrad in jeweils 2 Gruppen geteilt. Der Schwellenwert 45% musste deshalb gewählt werden, weil der Deckungsgrad schon im Zuge der Luftbildauswertung in Kategorien eingeteilt wurde. Wie bei der Bewertung der Bodentyp – Gründigkeitsklassen ist die Vulnerabilität des Karstwassers umso größer, je geringer der Schutz des Bodens ist. Nach der Kombination der 3 Faktoren, wurde das resultierende Grid in 5 Vulnerabilitätsklassen reklassifiziert.

Die Flächen mit der höchsten Vulnerabilität (Vulnerabilitätsklasse 1), die 470 ha der gesamten Fläche einnehmen, befinden sich überwiegend entlang des Sengsengebirgszuges und am Größtenberg. Außerhalb dieser Regionen sind sie nur am Trämpl, am Rotgsol, an der Weißen Ries, der Steinwand und am Schwarzkogel zu finden. Es handelt sich bei diesen Flächen größtenteils um Flächen ohne Bodenbedeckung oder Rohböden mit sehr gut verkarstungsfähigem Gestein als geologischem Untergrund und keiner oder geringer

Vegetationsbedeckung. Das heißt, dass die Schadstoffe im Wesentlichen nur durch den karbonatischen Untergrund gefiltert werden. Insgesamt beträgt diese Klasse nur 2 % an der gesamten bewerteten Fläche.

Auch der größte Teil der Gridzellen der zweiten Vulnerabilitätsklasse (2266 ha oder 9.9 % der Fläche) ist entlang des Sengengebirgszuges und des Größtenbergs zu finden. Weitere Flächen befinden sich am Rotgsol, am Schöneck, am Trämpl, am Kienrücken, am Brennkogel, im Zorngraben, am Kl. Gamsstein, der Königin, der Kampermauer, am Schwarzkogel und an der Weißen Ries. Der weitaus größte Teil der Gridzellen dieser Vulnerabilitätsklasse korreliert mit den Latschenflächen des Nationalparks. Dazu kommen noch ein kleiner Teil der Fläche der ungenutzten Grünflächen und der vegetationsarmen Flächen, wobei diese Flächen größtenteils über karbonatischem oder dolomitischen Untergrund liegen. Im Vergleich zur ersten Klasse ist Filterung schon etwas besser, weil entweder der geologische Untergrund bessere Voraussetzungen für die Reinigung der Schadstoffe aufweist oder die Böden und die Vegetation schon besser entwickelt sind.

Die dritte Vulnerabilitätsklasse, die im Vergleich der 5 Klassen mit einer Fläche von 5774 ha (25.1 %) den zweiten Rand einnimmt, befindet sich, wie die beiden ersten Vulnerabilitätsklassen, größtenteils innerhalb der Fläche der sehr verkarstungsfähigen Gesteinsarten. Das heißt, dass die Gridzellen dieser Klasse vor allem auf der Achse Sengengebirge – Größtenberg zu finden sind. Weitere Flächen befinden sich noch auf den Achsen Spitzenbergriedel – Schwarzkogel – Fleischmauer beziehungsweise Mitterberg – Bauerneck – Bergwieshütte, entlang der Bäche des Hintergebirges, am Gamsstein, am Trämpl, der Hetzschlucht, der Haselmauer, im Bereich des Wasserklotzes, am Rücken zwischen Kohlergraben und Rabenbach, im Bereich des Zeitschenberg und am Langfirst. Im Gegensatz zu den ersten beiden Klassen, die sich auch zum größten Teil über sehr verkarstungsfähigem Gestein befinden, ist die Vegetation (Altholz) voll entwickelt und auch die Böden weisen eine größere Gründigkeit auf. Somit bietet diese Klasse innerhalb der Fläche der sehr verkarstungsfähigen Gesteinsarten die besten Voraussetzungen für den Schutz des Karstwassers.

Die vierte Klasse umfasst mit einer Fläche von 9786 ha (42.6 % der gesamten Fläche) die größte Fläche. Sie konzentriert sich vor allem auf die Zone mit dolomitischen Untergrund. Wie bei der dritten Klasse sind die meisten Standorte dieser Klasse ebenfalls durch eine voll entwickelte Vegetation geprägt.

Bleibt schlussendlich noch die fünfte Vulnerabilitätsklasse, die mit 4688 ha (20.4 %) flächenmäßig mit der dritten Vulnerabilitätsklasse vergleichbar ist. Die Standorte dieser Klasse sind in den meisten Fällen durch einen geologischen Untergrund aus tonreichen Gesteinen, durch Böden über 20 cm effektiver Gründigkeit und durch einen Altholzschirm gekennzeichnet. Sie bieten somit innerhalb des Nationalparks den besten Schutz für das Wasser. Größere Flächen dieser Klasse befinden sich im Bereich des Sulzbodens, der Zwielaufhütte, nordöstlich

des Haltersitzes, der Lettneralm, des Eselsgrabens, des Feuerwaldes, der Ramingleiten, des Kohlergrabens, der Aschaueralm, der Vorderen Saigerin und des Holzgrabens.

7 Darstellung des Risikos

7.1 Ergebnis

Vor der Darstellung der Ergebnisse sollte kurz auf die Bewertung und die Farbgebung der Risikoklassen eingegangen werden. Die Werte der Risikoklassen wurden immer so vergeben, dass das Risiko mit steigenden Werten abnimmt. Die Farben wurden so gewählt, dass rote Farbtöne immer auf ein höheres Risiko hinweisen als grüne. Bei den roten Farbtönen weisen kräftigere Töne auf ein höheres Risiko hin. Bei den grünen Farbtönen weisen kräftigere Töne auf ein niedrigeres Risiko hin.

Alle 4 Risikobewertungen, die für das Rotwild erstellt wurden, beschäftigen sich mit der Gefahr der Beunruhigung des Rotwildes durch den Menschen. Für die erste Darstellung (Abbildung 91) wurde der Layer der potentiellen und aktuellen Lebensräume mit jenem des modifizierten Ergebnisses der Erreichbarkeitsanalyse verschnitten. Als primäres Kriterium bei der Ausscheidung der Risikoklassen wurden die beiden Vulnerabilitätsklassen herangezogen. Die Unterteilung der Flächen der beiden Vulnerabilitätsklassen basiert auf den 3 Kategorien der modifizierten Erreichbarkeitsanalyse. Deshalb konzentrieren sich die Risikostufen 1, 2 und 3 auf die Flächen der Vulnerabilitätsklasse 1 und die Risikostufen 4, 5 und 6 auf die Flächen der Vulnerabilitätsklasse 2.

Die Regeln, die bei der ersten Risikobewertung aufgestellt wurden, wurden auch bei der Zweiten angewandt. Der Unterschied zwischen den beiden Bewertungen besteht darin, dass der Layer der Abbildung 92 nur Flächen der Vulnerabilitätsklasse 2 aufweist. Deshalb konnten auch nur 3 Risikoklassen ausgeschieden werden, die das Thema Beunruhigung des Rotwildes während der Brunftzeit behandeln.

Bei den letzten beiden Abbildungen (Abbildung 93 und Abbildung 94) konnten nur eine Risikoklasse ausgeschieden werden. Die erste der beiden Abbildungen zeigt die Wintereinstände und die Einzugsgebiete um die Rotwildfütterungen, die von Forststraßen berührt werden. Die Flächen des zweiten Layers zeigen jene Flächen, auf denen sich die Wintereinstände beziehungsweise die Einzugsgebiete um die Rotwildfütterungen mit den Schirouten überschneiden.

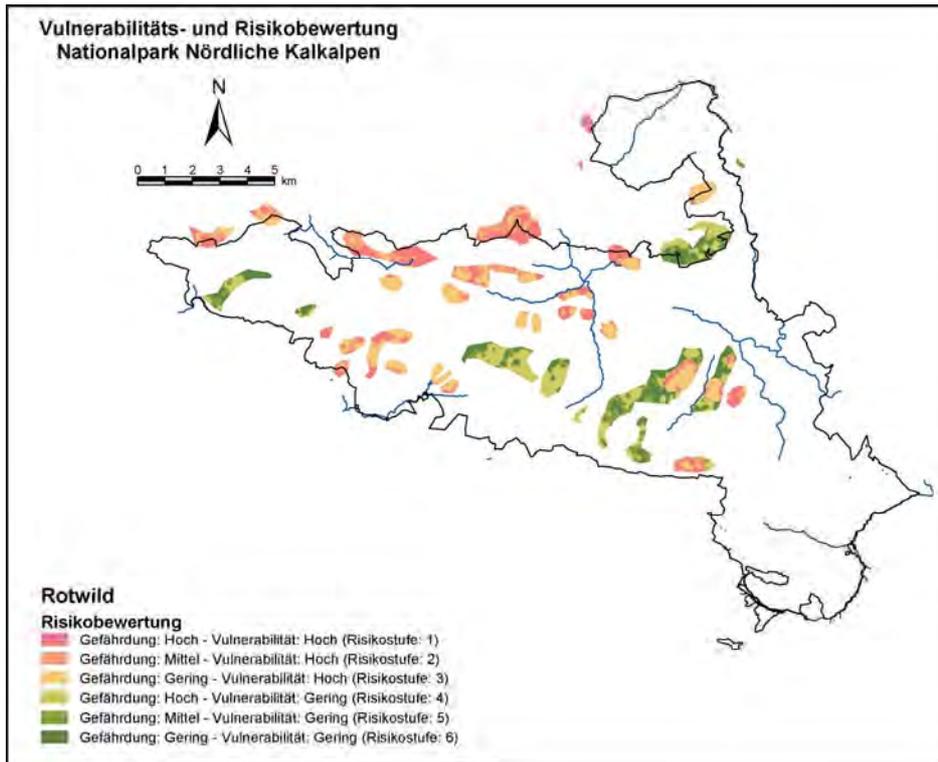


Abbildung 91: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Rotwildes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.

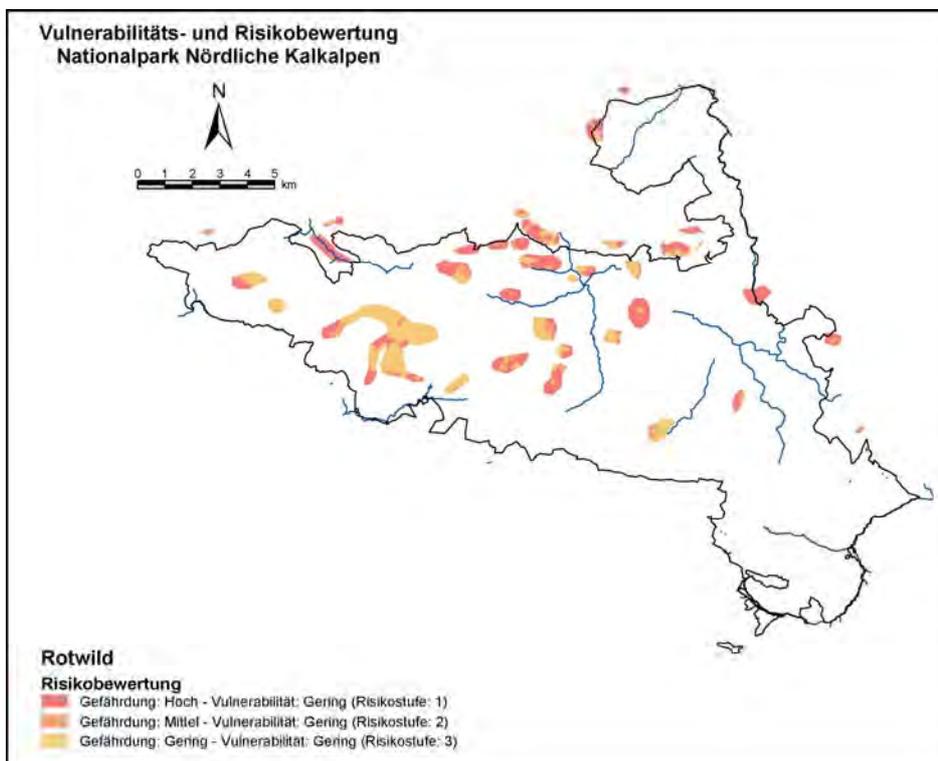


Abbildung 92: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Rotwildes durch den Menschen in der Brunftzeit.

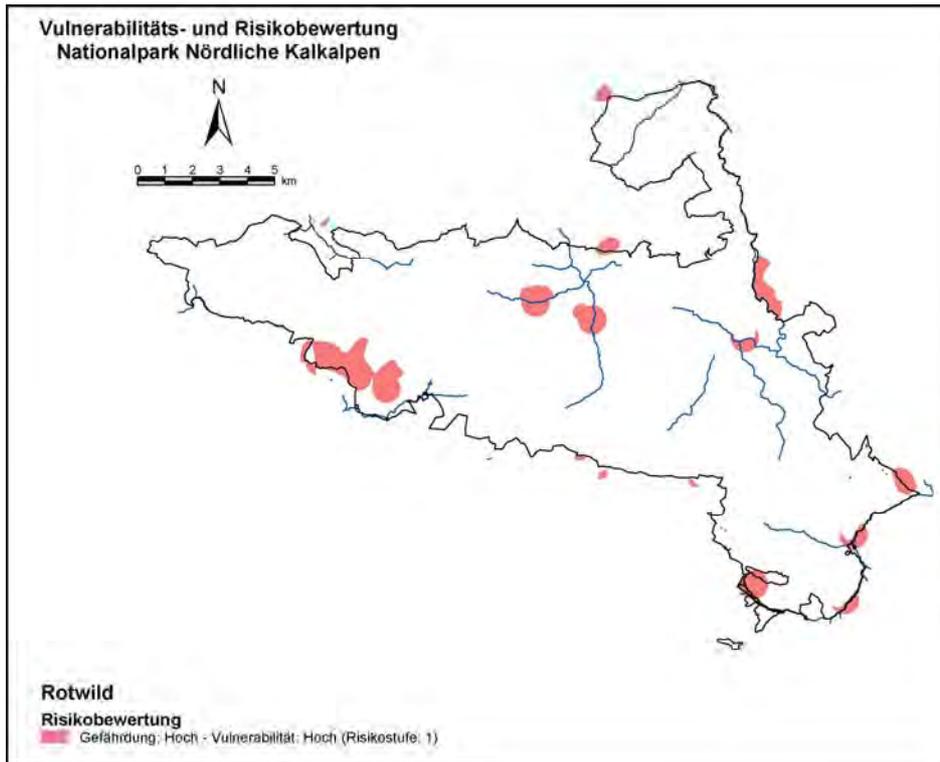


Abbildung 93: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Rotwildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.

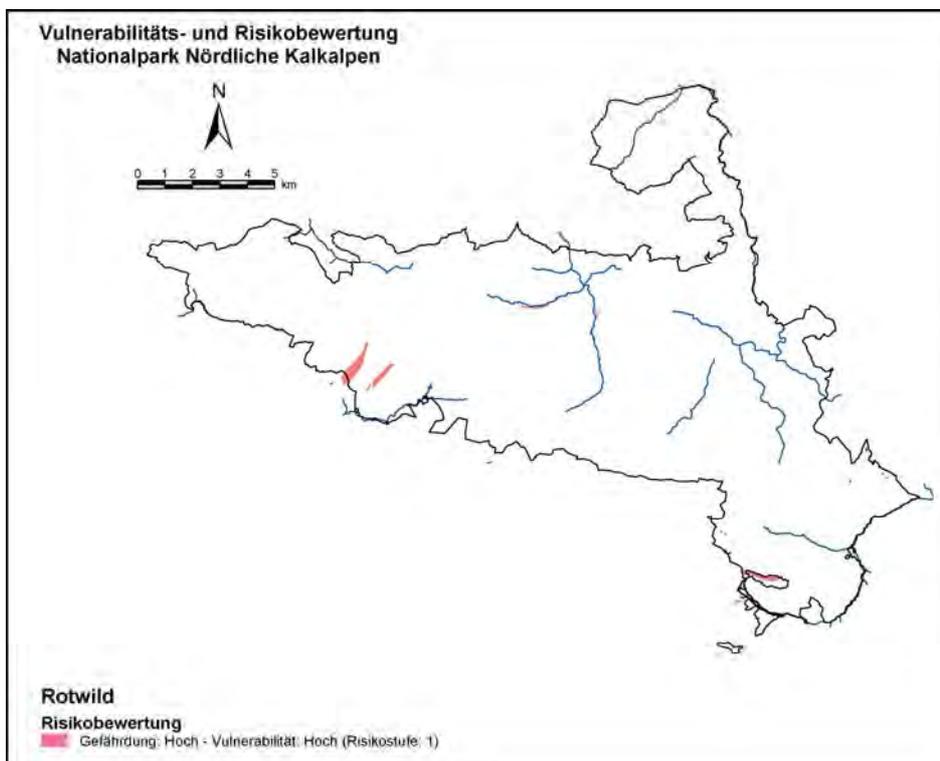


Abbildung 94: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Rotwildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.

Die Abbildung 95, Abbildung 96 und Abbildung 97 stellen die Risiken, die für das Gamswild von Bedeutung sind, dar. Wie bei dem Layer der Brunftplätze des Rotwildes, enthalten die beiden Layer, die für die Vulnerabilitätsbewertung des Gamswildes erstellt wurden, nur Flächen mit niedriger Vulnerabilität. Deshalb konnten auch bei den Risikobewertungen der Layer in Abbildung 95 und Abbildung 97 nur 3 statt 6 Risikoklassen ausgedehnt werden. Die drei Risikoklassen der ersten Abbildung basieren auf den 3 Kategorien des modifizierten Ergebnisses der Erreichbarkeitsanalyse. Die zweite Abbildung enthält alle potentiellen Lebensräume der Wintermonate, die sich mit den Flächen der Schitourenrouten überschneiden. Analog zu der Risikobewertung in Abbildung 94, konnte nur eine Risikoklasse ausgedehnt werden. Der Unterschied zwischen den Layern dieser beiden Abbildungen besteht nur darin, dass die Flächen der beiden Layer eine unterschiedliche Vulnerabilität aufweisen. Die Abbildung 97 zeigt die Flächen des potentiellen Sommerlebensraumes, die innerhalb der Flächen der Bewahrungszone liegen. Die dritte Risikoklasse dieser Abbildung kann vernachlässigt werden, weil der Zöbelboden nicht mit Weidevieh bestoßen wird.

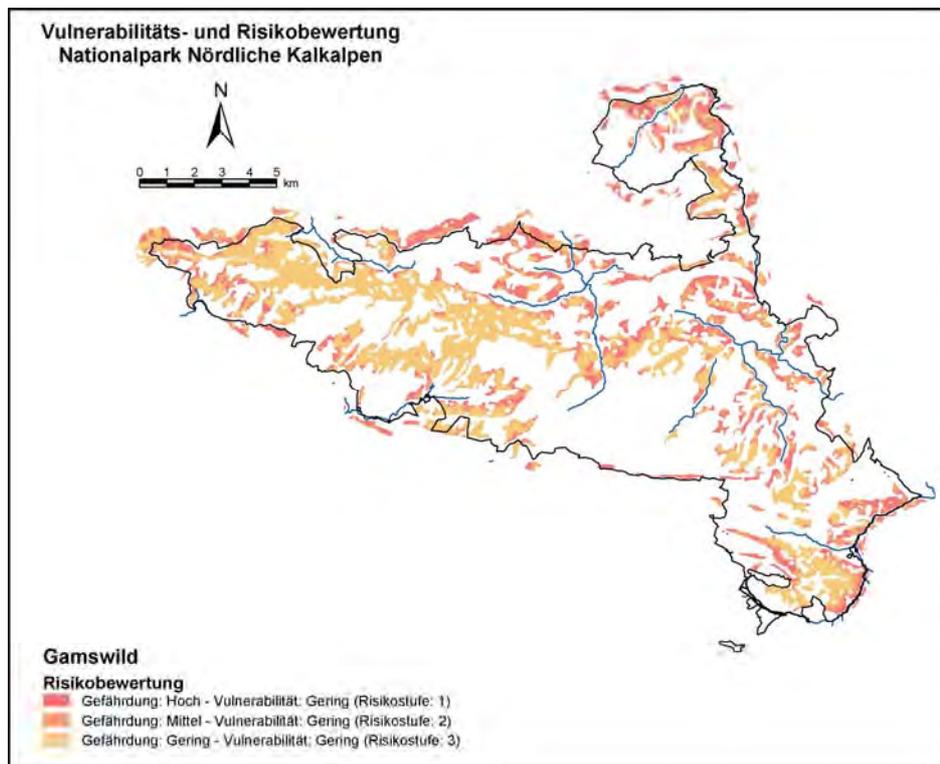


Abbildung 95: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Gamswildes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.

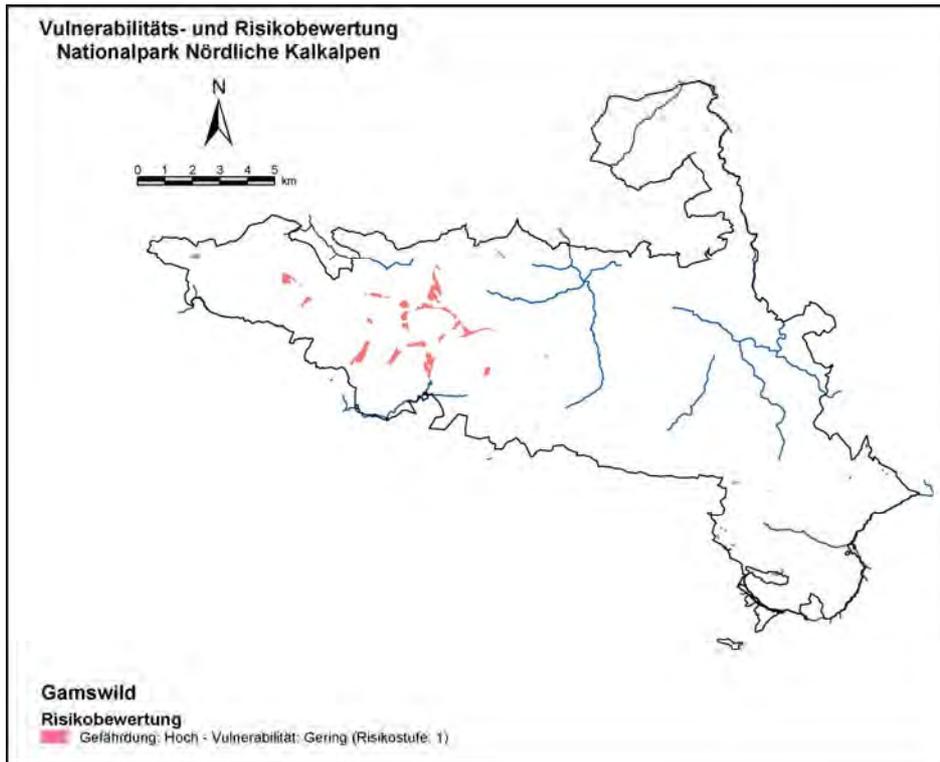


Abbildung 96: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Gamswildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.

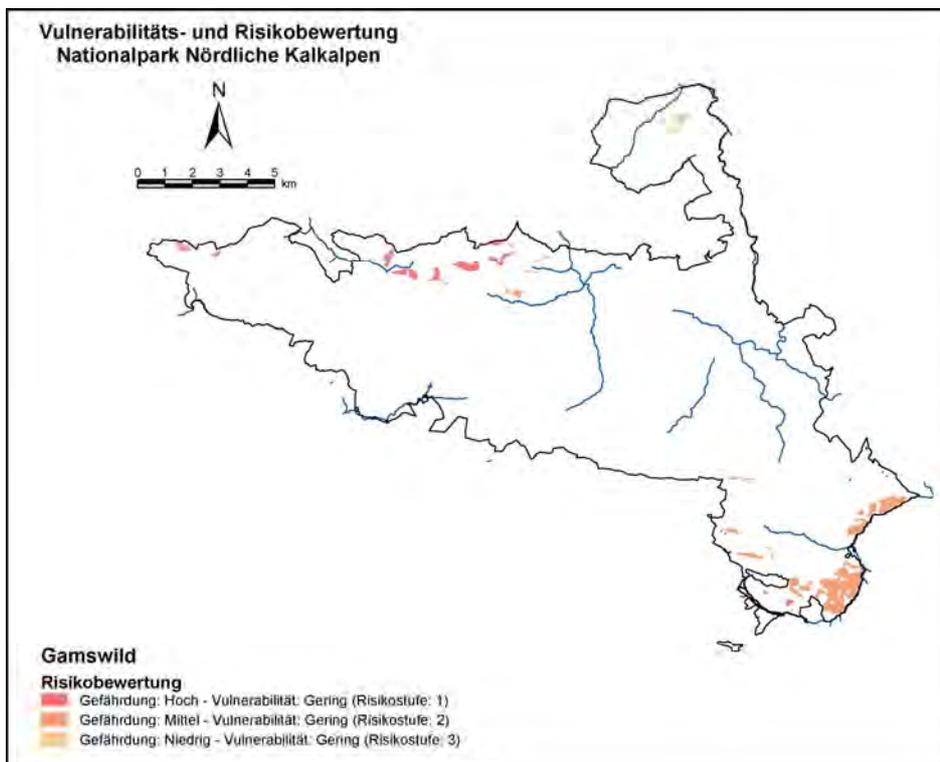


Abbildung 97: Risikobewertung zum Thema Konkurrenz Gamswild und Weidevieh.

Die Abbildung 98 bis Abbildung 110 zeigen die Risikobewertungen, die für die Rauhfußhühner durchgeführt wurden.

Die Abbildung 98, Abbildung 99, Abbildung 100 und Abbildung 101 beschäftigen sich mit dem Thema der Beunruhigung der Rauhfußhuhnarten durch den Menschen während der schneefreien Zeit. Da die Auswirkungen dieser Gefahr in den Status 1 – Biotopen (Balzplätze und Brutareale) der Rauhfußhühner größer als in den Status 2 – Biotopen (potentielle Lebensräume) sind, wurden die beiden Klassen der Vulnerabilitätsbewertung als Hauptkriterien bei der Ausscheidung der Risikoklassen herangezogen. Die Unterteilung der beiden Vulnerabilitätsklassen basiert auf den 3 Kategorien der modifizierten Erreichbarkeitsanalyse. Deshalb konzentrieren sich die Risikostufen 1, 2 und 3 auf die Flächen der Vulnerabilitätsklasse 1 und die Risikostufen 4, 5 und 6 auf die Flächen der Vulnerabilitätsklasse 2.

Die Abbildung 102, Abbildung 103, Abbildung 104 und Abbildung 105 gehen eigentlich auf die gleiche Gefahr ein. Der Unterschied zu den ersten vier Abbildungen besteht darin, dass die Beunruhigung von den Schitourengehern ausgeht und sich deshalb auf die traditionellen Schirouten beschränkt. Da keine Klassifikationskriterien mitgeliefert wurden, konnte nur eine Gefährdungs- und in Folge nur zwei Risikoklassen ausgeschieden werden. Die erste Risikoklasse zeigt die Balz- und Brutareale, die von den Schitourenrouten betroffen sind. Die zweite Klasse zeigt die Flächen der potentiellen Lebensräume, die sich mit den Schirouten überschneiden.

Die Abbildung 106, Abbildung 107 und Abbildung 108 zeigen die aktuellen und potentiellen Lebensräume des Auer-, des Birk- und des Haselwildes, die innerhalb der Flächen der Bewahrungszone liegen. Es handelt sich somit um jene Flächen, auf denen es zu einer Konkurrenz zwischen den weidenden Tieren und den Rauhfußhühnern kommen kann. Die Gefährdungsklassen wurden als primäres Kriterium für die Ausscheidung der Risikoklassen herangezogen. Deshalb beschränken sich die ersten zwei Risikoklassen auf die Flächen mit hohen Bestoßungszahlen und die Risikoklassen drei und vier auf die Flächen mit geringem oder keinem Weidedruck. Eine Ausnahme bilden die Risikoklassen fünf und sechs, die sich auf die Fläche des Integrated Monitoring Projekts Zöbelboden beschränken. Da auf diesen Flächen keine Beweidung durchgeführt wird, geht die Beunruhigung nur von den Menschen aus, die innerhalb der Fläche der Forschungsstation tätig sind.

Die letzten beiden Abbildungen (Abbildung 109, Abbildung 110) zeigen die Flächen der aktuellen und potentiellen Lebensräume des Auer- und des Birkwildes, auf denen sich die Vegetation und somit der Lebensraum dieser Rauhfußhuhnarten verändern könnte. Da nur eine Gefährdungsklasse ausgeschieden wurde, konnten nur 2 Risikoklassen gebildet werden. Die erste Risikoklasse zeigt die aktuellen Lebensräume, die von einer Veränderung der Vegetation betroffen sein könnten. Für die zweite Risikoklasse gilt das gleiche, nur sind die potentiellen Lebensräume von dieser Gefahr betroffen.

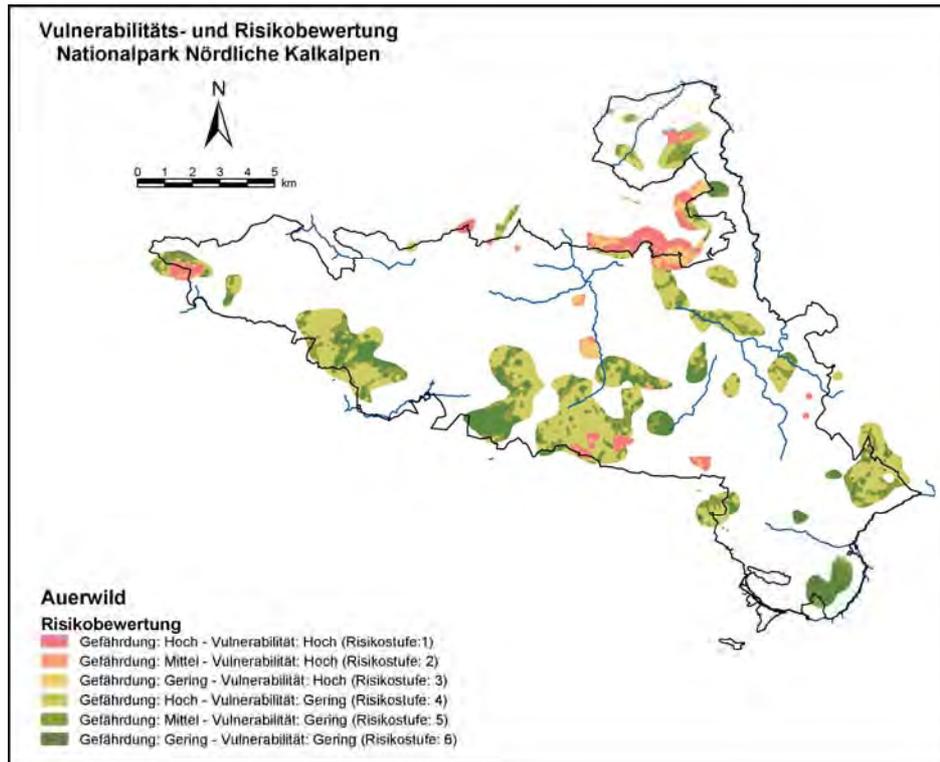


Abbildung 98: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Auerwildes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.

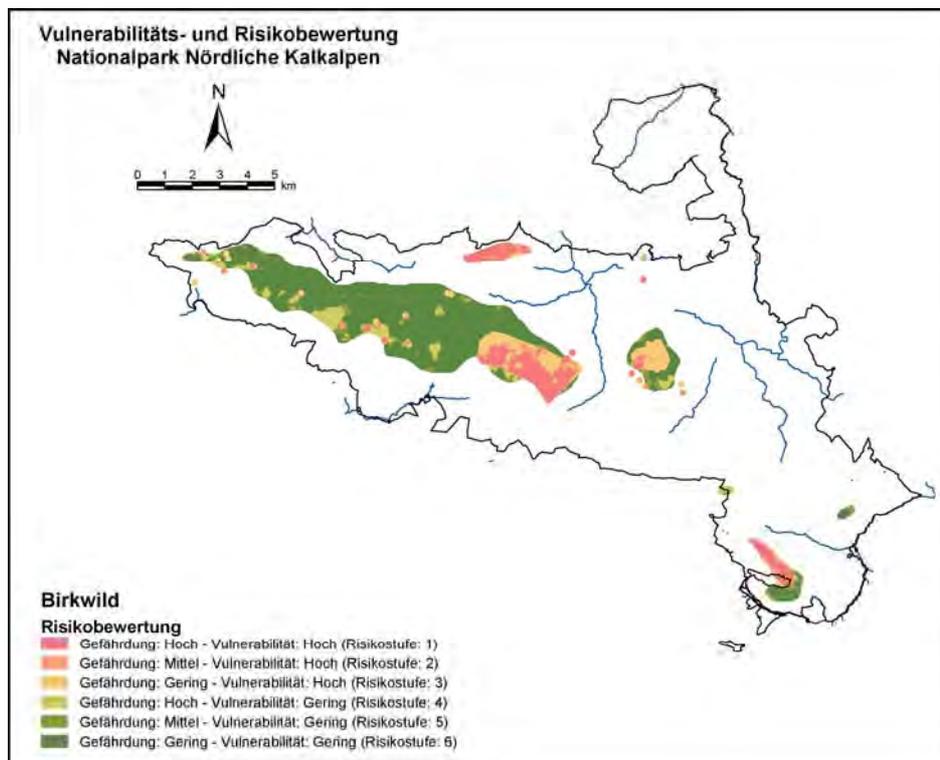


Abbildung 99: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Birkwildes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.

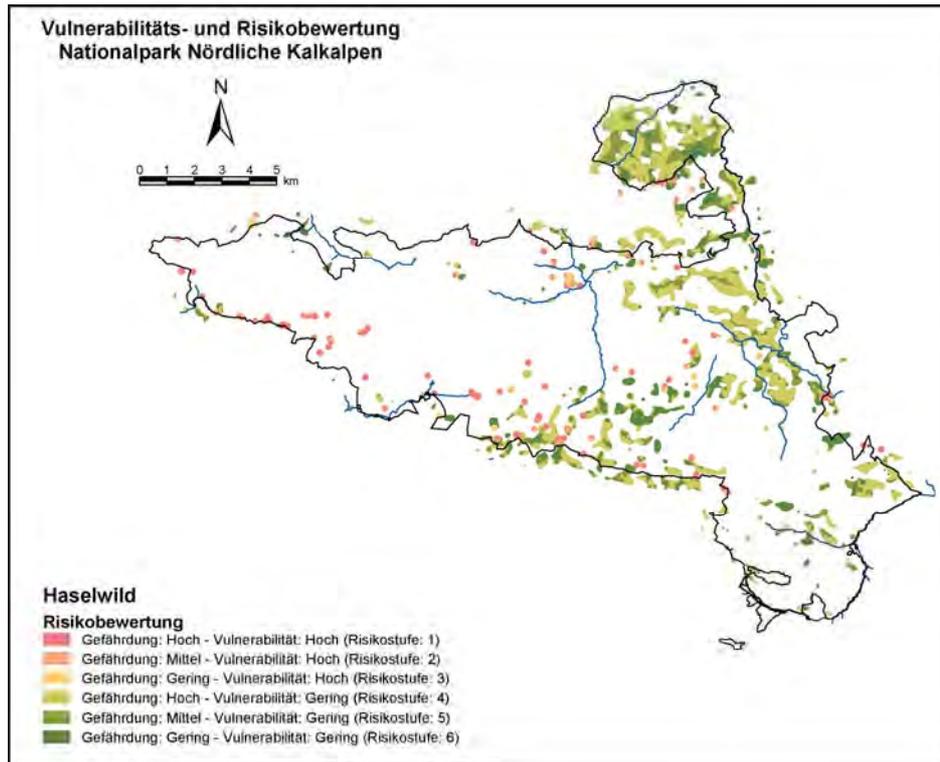


Abbildung 100: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Haselwildes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.

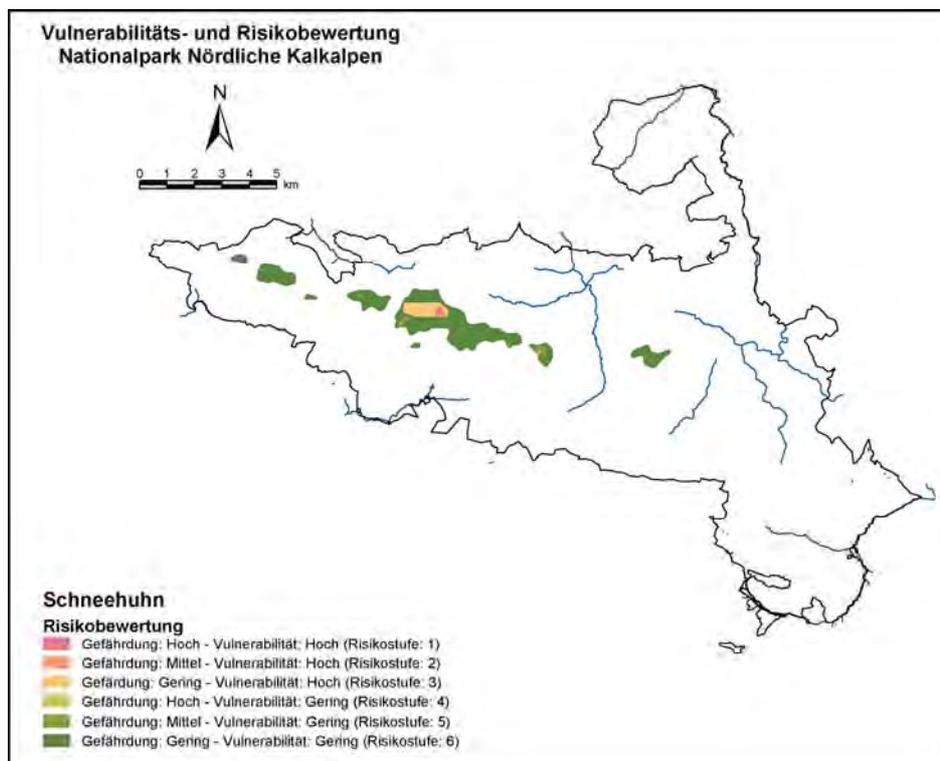


Abbildung 101: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Alpenschneehuhnes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.

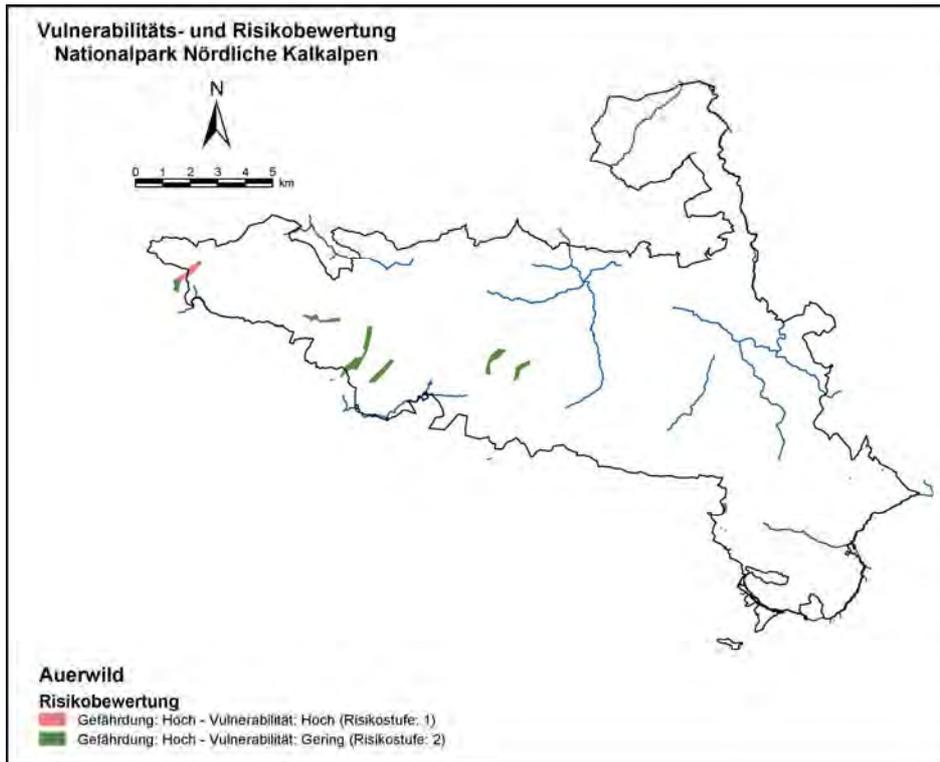


Abbildung 102: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Auerwildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.

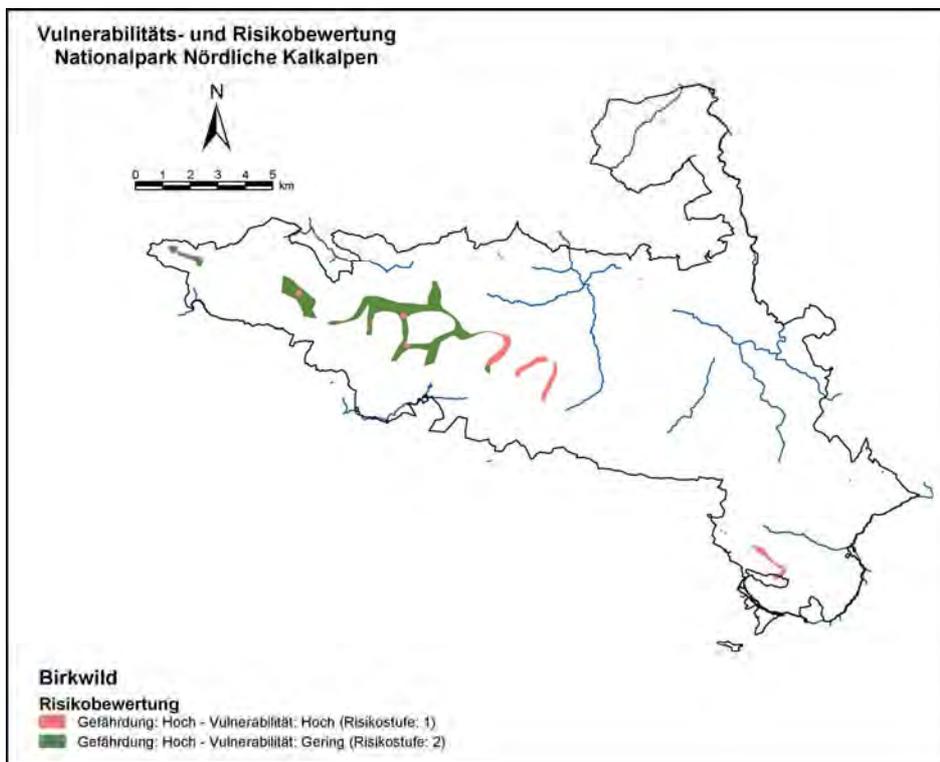


Abbildung 103: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Birkwildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.

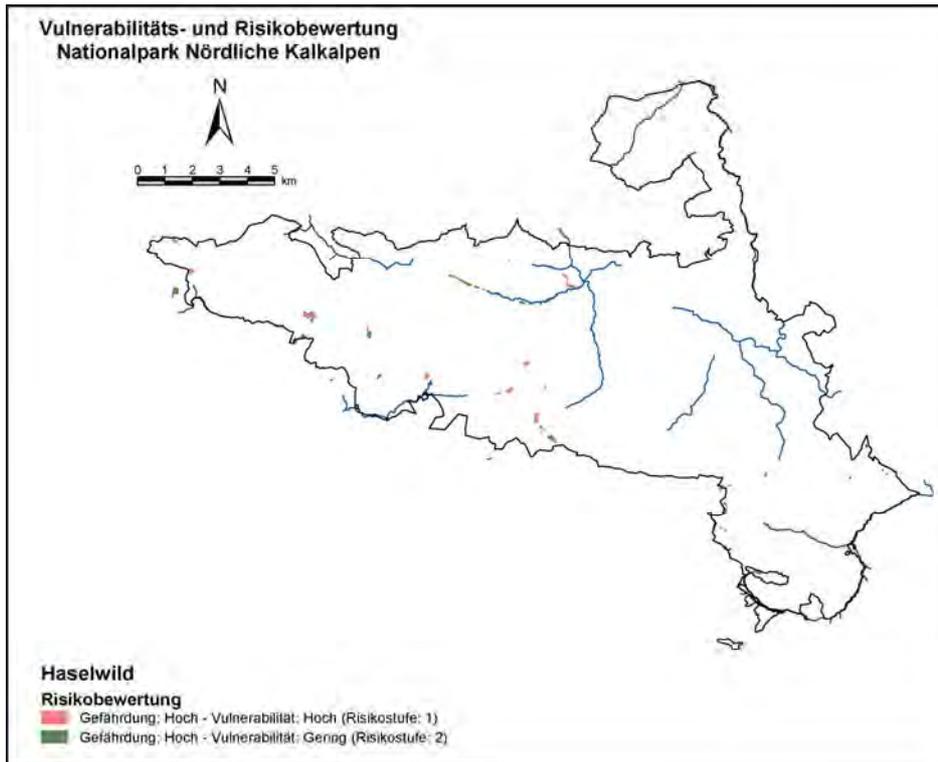


Abbildung 104: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Haselwildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.

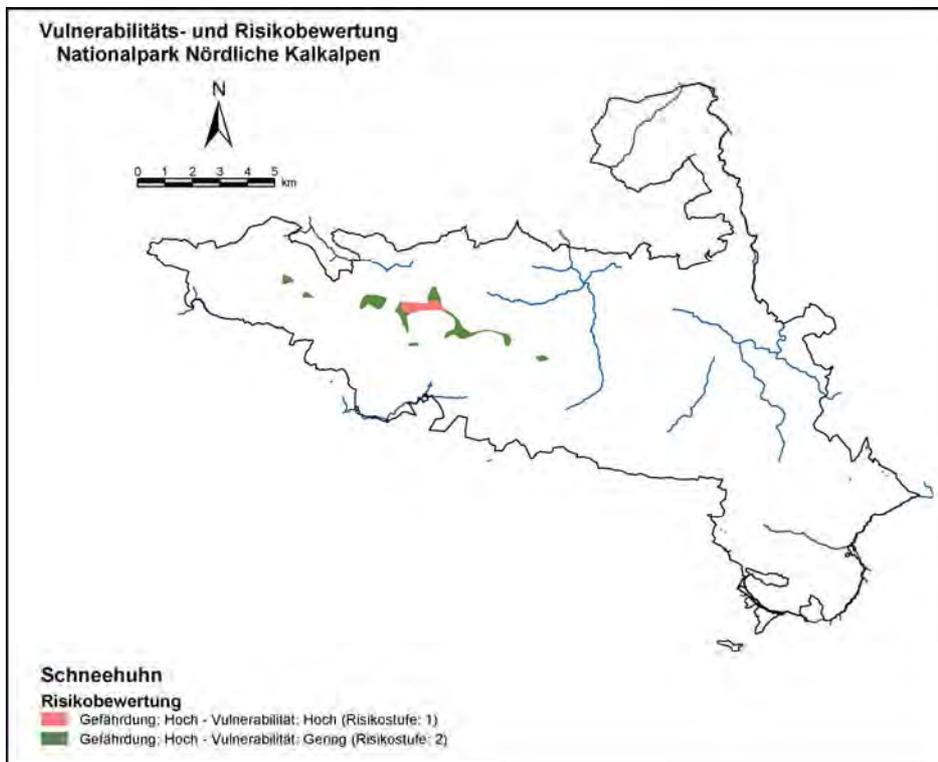


Abbildung 105: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Alpenschneehuhnes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.

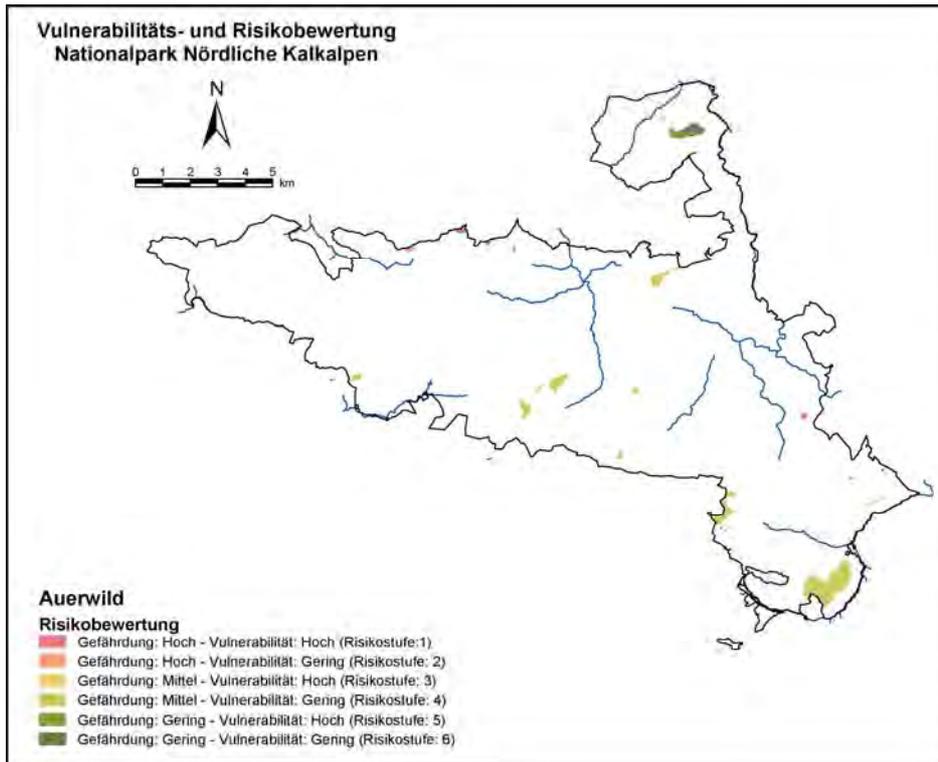


Abbildung 106: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Auerwildes durch das Weidevieh.

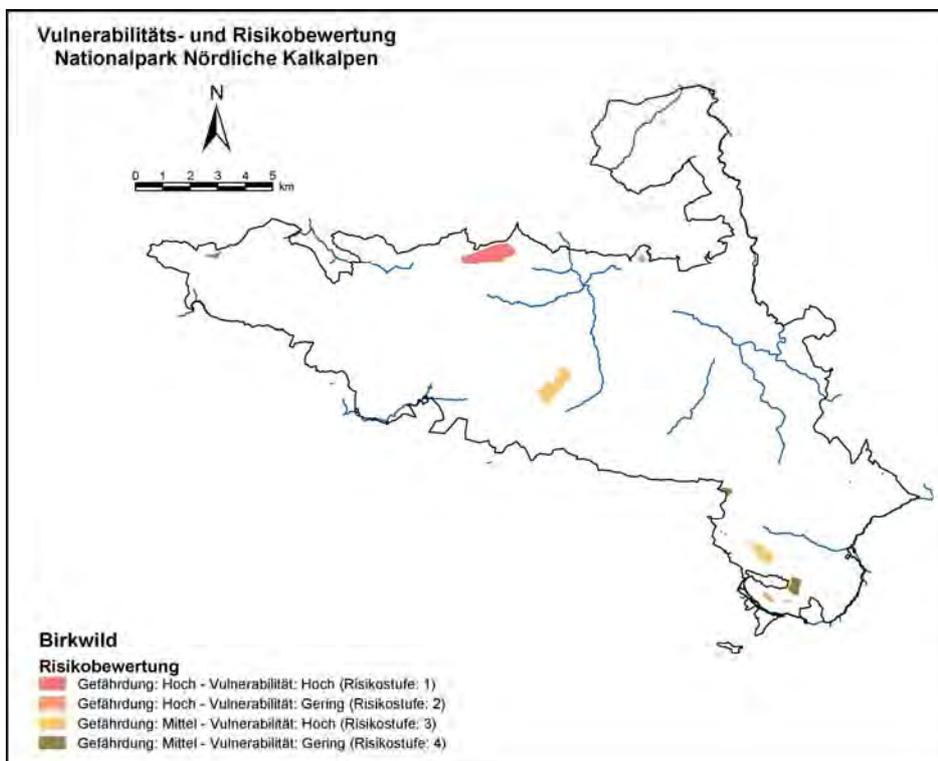


Abbildung 107: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Birkwildes durch das Weidevieh.

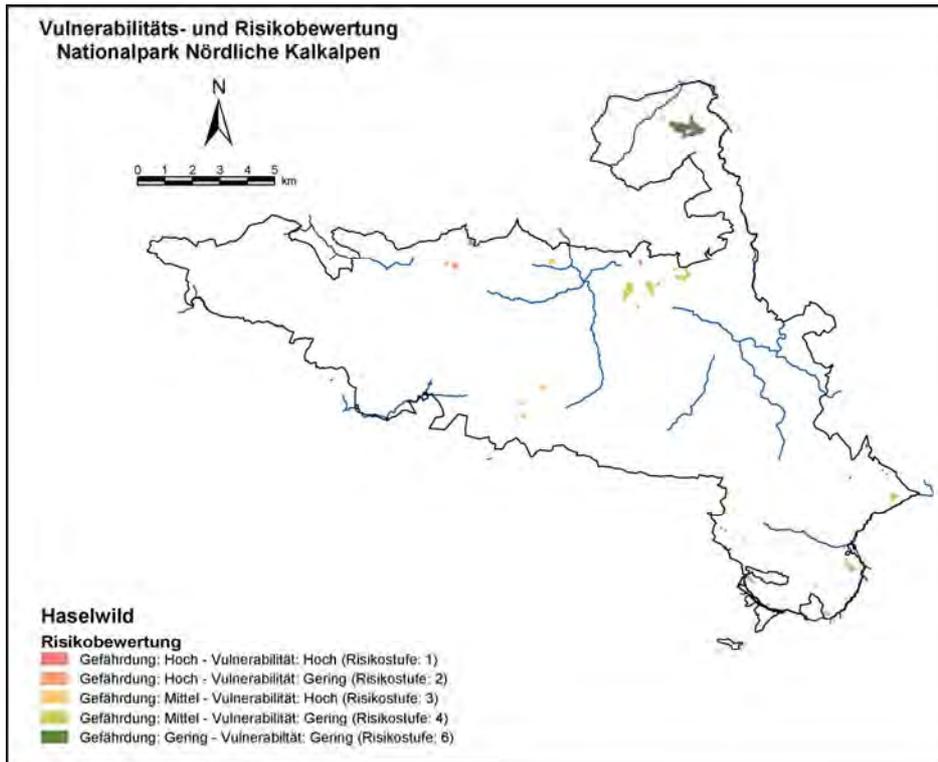


Abbildung 108: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Haselwildes durch das Weidevieh.

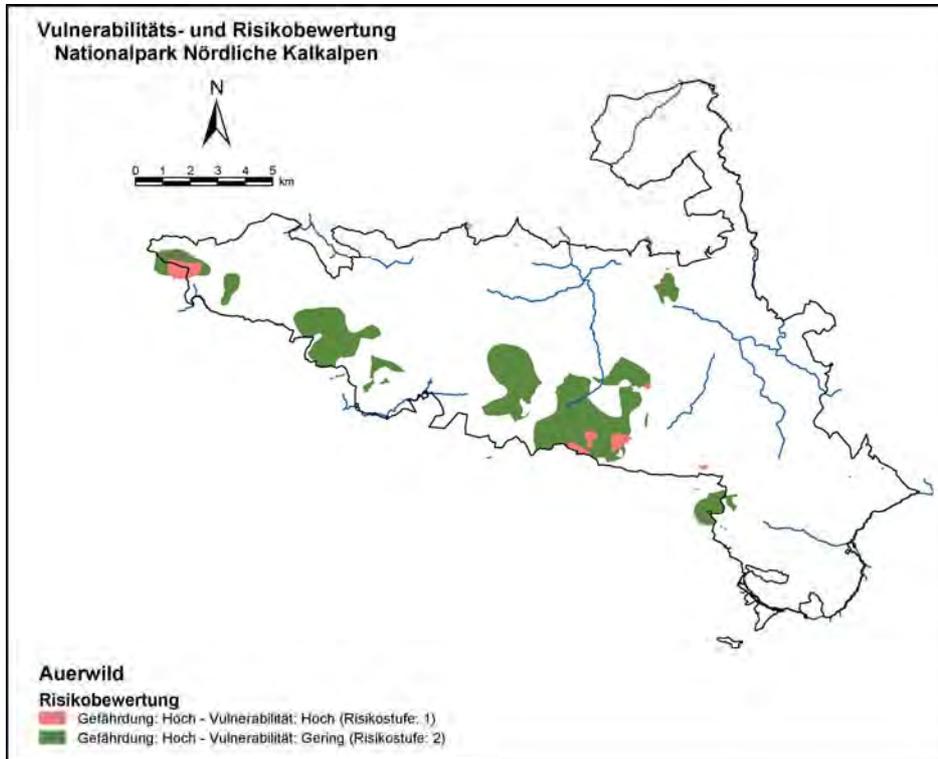


Abbildung 109: Risikobewertung zum Thema Veränderung des Lebensraumes des Auerwildes durch die Einstellung der Bewirtschaftung.

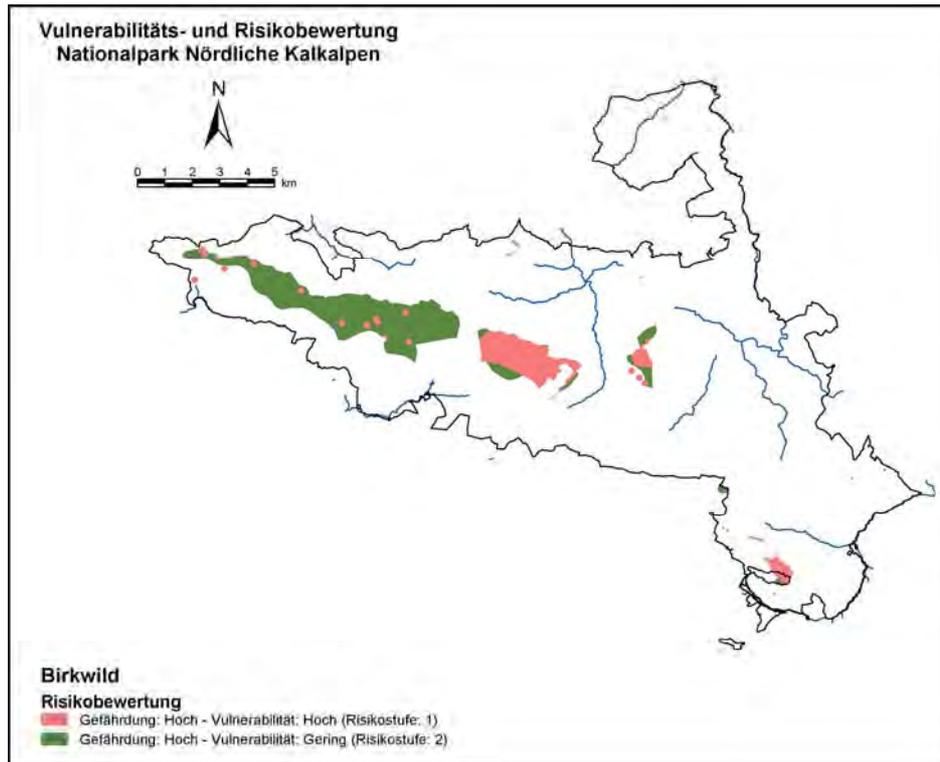


Abbildung 110: Risikobewertung zum Thema Veränderung des Lebensraumes des Birkwildes durch die Einstellung der Bewirtschaftung.

Zum Thema Amphibienbiotope wurden die zwei Layer der Abbildung 111 und Abbildung 112 erstellt. Der erste Layer zeigt jene Biotope mit hoher Vulnerabilität (Status 1 – Biotope), die von einer Forststraße oder einem markierten Weg berührt werden. Da nur eine Gefährdungsklasse ausgeschieden wurde, konnte auch nur eine Risikoklasse ausgeschieden werden. Die zweite Abbildung zeigt jene Flächen der Biotope, die sich mit den Bewahrungszonen überschneiden. Als Hauptkriterium bei der Ausscheidung der Risikoklassen wurden wie bei den anderen Risikobewertungen, in denen die Gefährdung durch die weidende Tiere einging, die 3 Gefährdungsklassen herangezogen. Die zwei Vulnerabilitätsklassen bildeten das sekundäre Unterscheidungskriterium. Aus diesem Grund konzentrieren sich die ersten zwei Risikoklassen auf die Flächen mit hohem Weidedruck und die zweiten zwei Klassen auf die Flächen mit keinem oder geringem Weidedruck. Da sich innerhalb der Fläche des Zöbelbodens keine Amphibienbiotope befinden, konnte keine fünfte und sechste Risikoklasse ausgeschieden werden.

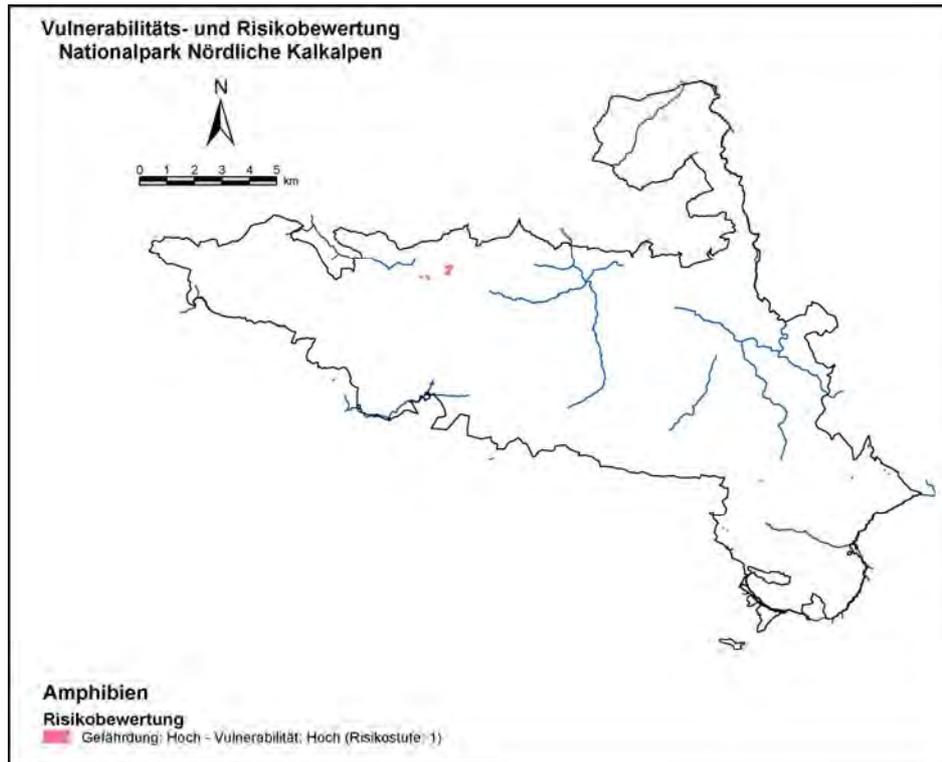


Abbildung 111: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung der Amphibienbiotope durch den Menschen.

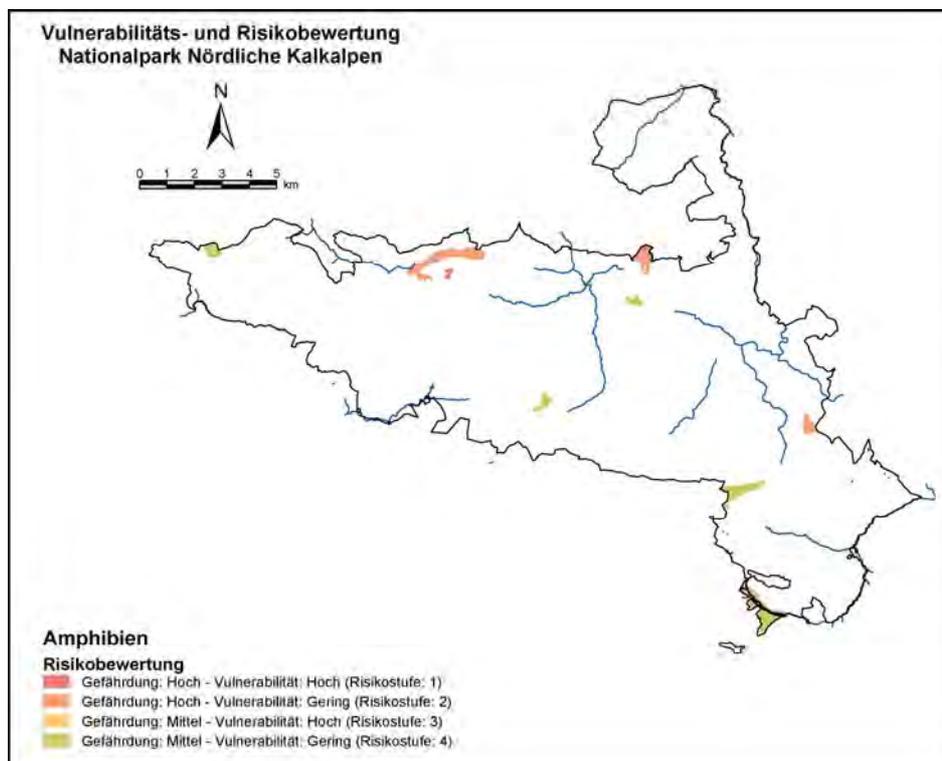


Abbildung 112: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung der Amphibienbiotope durch das Weidevieh.

Die Abbildung 113 und Abbildung 114 zeigen jene Teilflächen der Schmetterlingsbiotope, auf deren Flächen es infolge der Einstellung der Bewirtschaftung zu einer Veränderung der Vegetation kommen könnte. Der erste Layer zeigt die Flächen der Schmetterlingsbiotope, auf denen die Bestandeslücken mehr als 10 % der Fläche ausmachen. Der Layer der zweiten Abbildung stellt jene Flächen der Status 1 – und Status 2 – Biotope dar, die sich mit den Pufferflächen um die Forststraßen überschneiden. Da nur eine Gefährdungsklasse ausgeschieden wurde, wurden die zwei Risikoklassen der ersten beiden Abbildungen auf Basis der beiden Vulnerabilitätsklassen ausgeschieden, wobei sich die erste Klasse auf die Flächen der Status 1 – Biotope bezieht.

Die dritte Abbildung widmet sich dem negativen Einfluss der weidenden Tiere auf die Schmetterlingsbiotope. Da nur die Flächen mit zu starkem Weideeinfluss (Gefährdungsklasse 1) bei der Erstellung dieses Layers berücksichtigt wurden, konnten nur 2 Risikoklassen ausgeschieden werden. Diese geben die Flächen der Status 1 – (Risikoklasse 1) und der Status 2 – Biotope (Risikoklasse 2) innerhalb der Flächen dieser Gefährdungsklasse wieder.

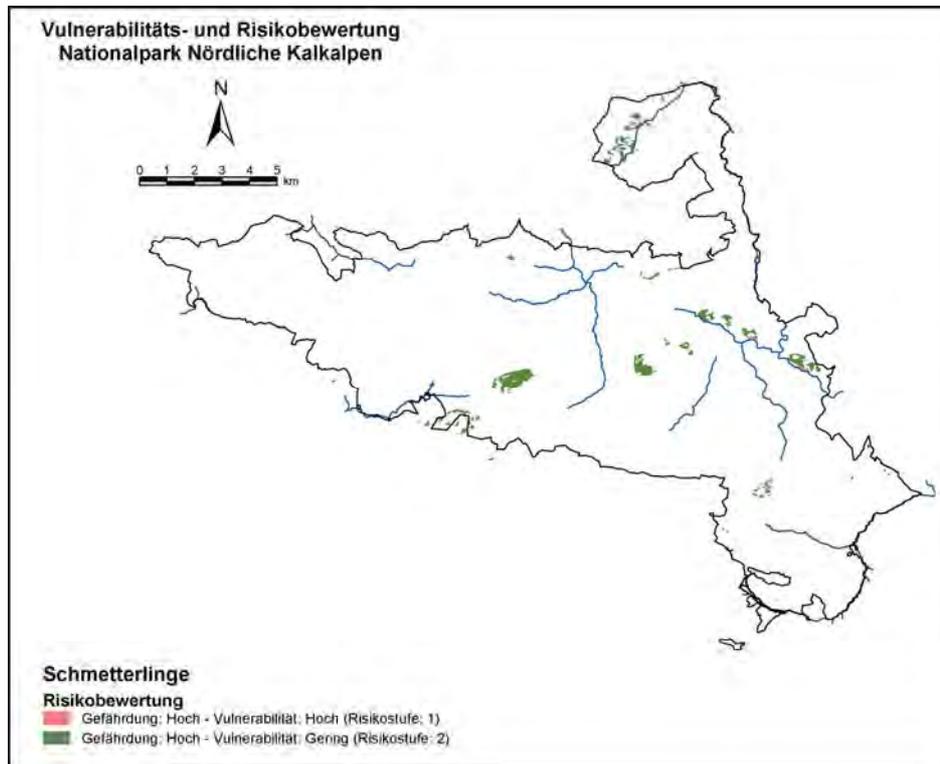


Abbildung 113: Risikobewertung zum Thema Zerstörung der Schmetterlingsbiotope durch die Beendigung der Bewirtschaftung.

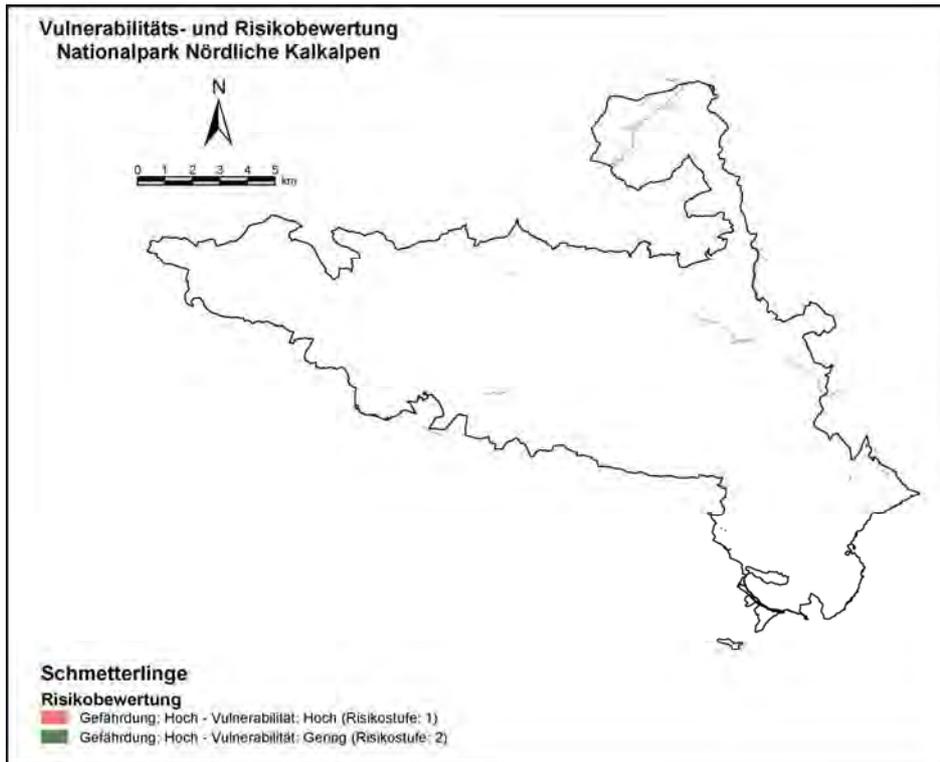


Abbildung 114: Risikobewertung zum Thema Zerstörung der Schmetterlingsbiotope durch die Auflassung der Forststraßen.

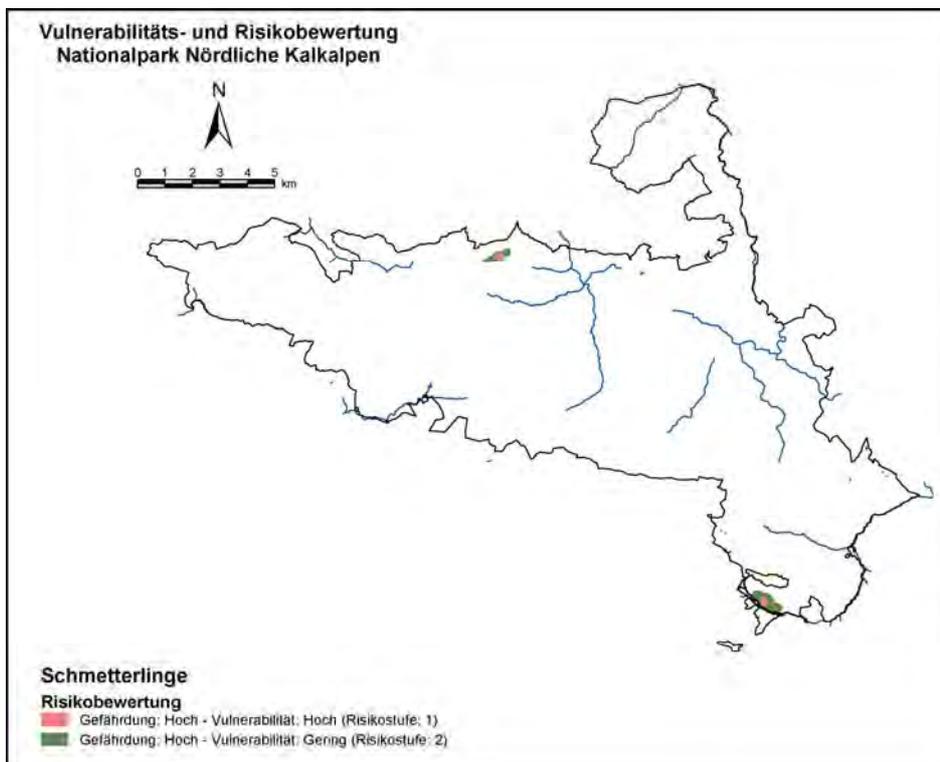


Abbildung 115: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung der Schmetterlingsbiotope durch das Weidevieh.

Die Abbildung 116, Abbildung 117 und Abbildung 118 beschäftigen sich mit den Gefahren, die die ausgewählten Gewässer und Feuchtbiotope gefährden könnten. Die Abbildung 116 verarbeitet wieder das modifizierte Ergebnis der Erreichbarkeitsanalyse. Da sowohl die 2 Vulnerabilitäts- als auch die 3 Gefährdungsklassen in die Ausscheidung der Risikoklassen eingingen, konnten 6 Risikoklassen ausgeschieden werden. Als primäres Kriterium bei der Ausscheidung wurden wieder die beiden Vulnerabilitätsklassen gewählt. Deshalb beschränken sich die ersten drei Risikoklassen auf die Status 1 – Biotope und die zweiten drei Risikoklassen auf die Status 2 – Biotope. Zur genaueren Analyse dieses Problems wurden im Layer der Abbildung 117 noch einmal alle Status 1 – Biotope dargestellt, deren Flächen von einer Forststraße oder einem Weg berührt werden. Da nur eine Vulnerabilitäts- (Vulnerabilität: Hoch) und eine Gefährdungsklasse (Gefährdung: Hoch) in die Risikobewertung eingingen, konnte nur eine Risikoklasse ausgeschieden werden. Die dritte Abbildung (Abbildung 118) behandelt das Problem des Schadstoffeintrags durch das Weidevieh. Wie bei den anderen Risikobewertungen, die sich auf das Weidevieh beziehen, wurden die Gefährdungs- als primäres und die Vulnerabilitätsklassen als sekundäres Kriterium für die Ausscheidung der Risikoklassen festgelegt. Da jedoch keine Flächen mit niedriger Vulnerabilität innerhalb der Bewahrungszone mit starker Beweidung und keine Flächen mit hoher Vulnerabilität innerhalb der Bewahrungszone des Integrated Monitoring Projekts Zöbelboden liegen, konnten nur 4 Risikoklassen ausgeschieden werden. Zudem kann die vierte Klasse vernachlässigt werden, weil die Bewahrungszone Zöbelboden nicht beweidet wird.

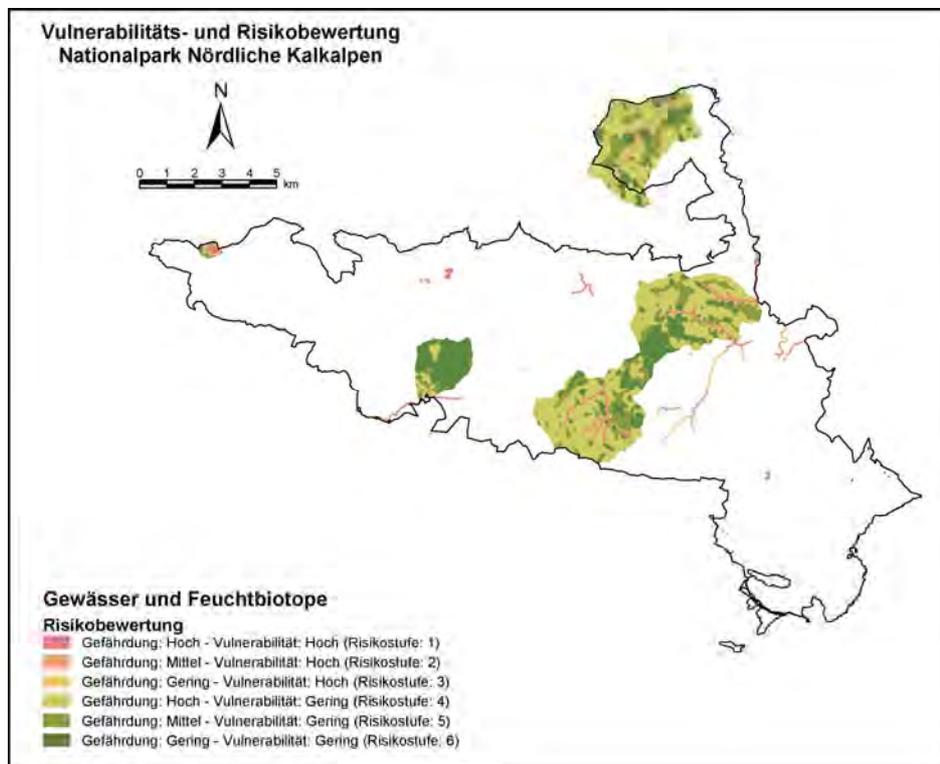


Abbildung 116: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung ausgewählter Gewässer und Feuchtbiotope durch den Menschen.

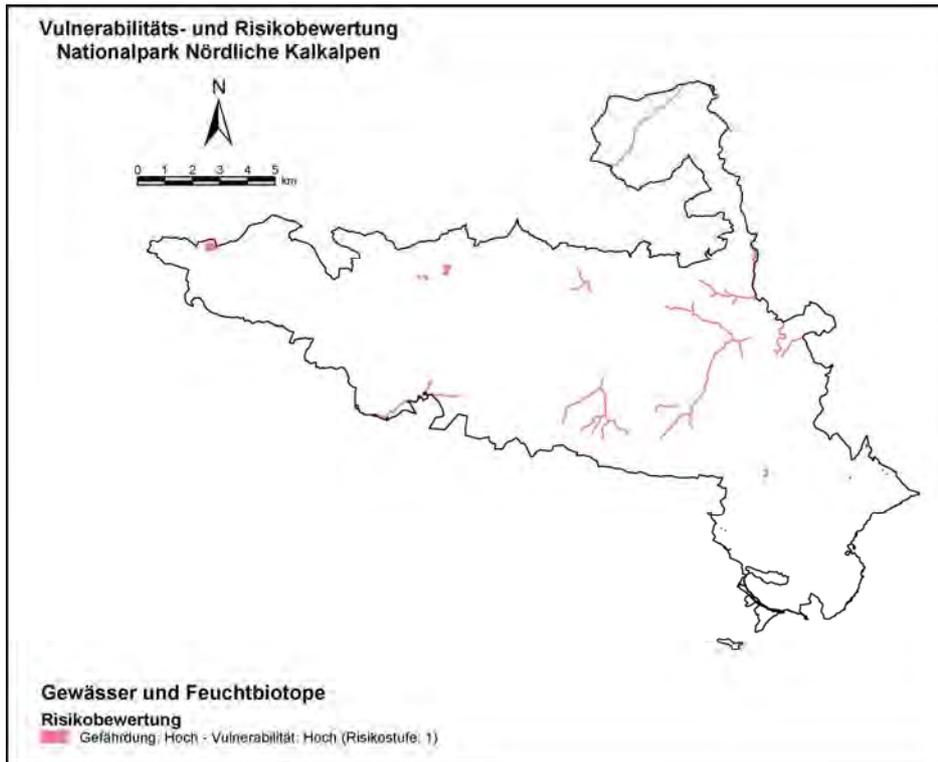


Abbildung 117: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung ausgewählter Gewässer und Feuchtbiotope durch den Menschen.

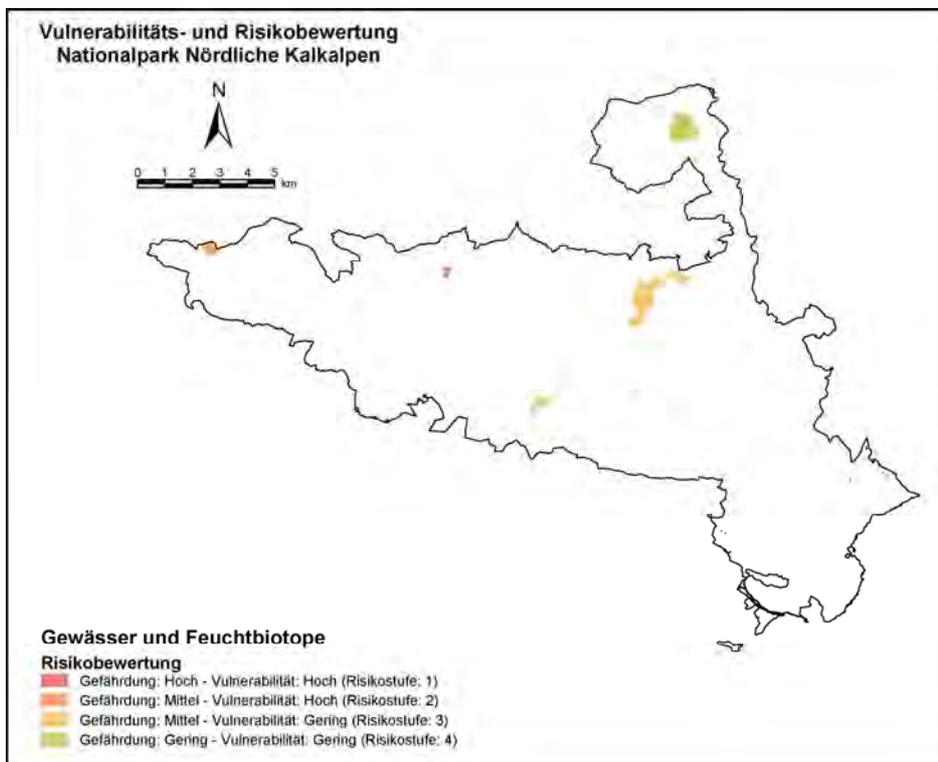


Abbildung 118: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung ausgewählter Gewässer und Feuchtbiotope durch das Weidevieh.

Die Abbildung 119, Abbildung 120 und Abbildung 121 beziehen sich auf das Thema wertvolle Sonderstandorte. Die ersten beiden Abbildungen beschäftigen sich mit dem Problem der Zerstörung dieser Biotope durch den Menschen. Der Unterschied zwischen den Abbildungen liegt jedoch in der Darstellung dieser Gefahr und somit auch in der Darstellung des Risikos. Die Grundlage für die erste Risikobewertung bilden die 3 Kategorien der modifizierten Erreichbarkeitsanalyse. Deshalb bezieht sich das Ergebnis auch auf die ganze Fläche der Vulnerabilitätsbewertung. Auf Basis der 3 Gefährdungs- und der 2 Vulnerabilitätsklassen wurden 6 Risikoklassen ausgeschieden. Die 2 Vulnerabilitätsklassen bildeten das primäre, die Gefährdungsklassen das sekundäre Kriterium bei der Ausscheidung der Risikoklassen. Dagegen bezieht sich die Darstellung des Risikos in der zweiten Abbildung nur auf die Pufferflächen der Infrastruktureinrichtungen. Wie bei der ersten Risikobewertung gingen 3 Gefährdungs- und 2 Vulnerabilitätsklassen in die Ausscheidung der Risikostufen ein. Die 2 Vulnerabilitätsklassen bildeten wieder das primäre, die Gefährdungsklassen das sekundäre Kriterium bei der Ausscheidung. Da die unmarkierten Wege nur selten benutzt werden, wurden die Risikoklassen 5 und 6 zu einer Klasse zusammengefasst. Die letzte Abbildung bezieht sich wieder auf den negativen Einfluss der weidenden Tiere. Als primäres Ausscheidungskriterium wurden wieder die 3 Gefährdungsklassen herangezogen. Deshalb beschränken sich die Risikoklassen 1 und 2 auf die Flächen mit starker Beweidung und die Klassen 3 und 4 auf jene mit geringer oder keiner Beweidung. Der Fläche des Zöbelbodens (Klasse 5 und 6) kann wieder vernachlässigt werden.

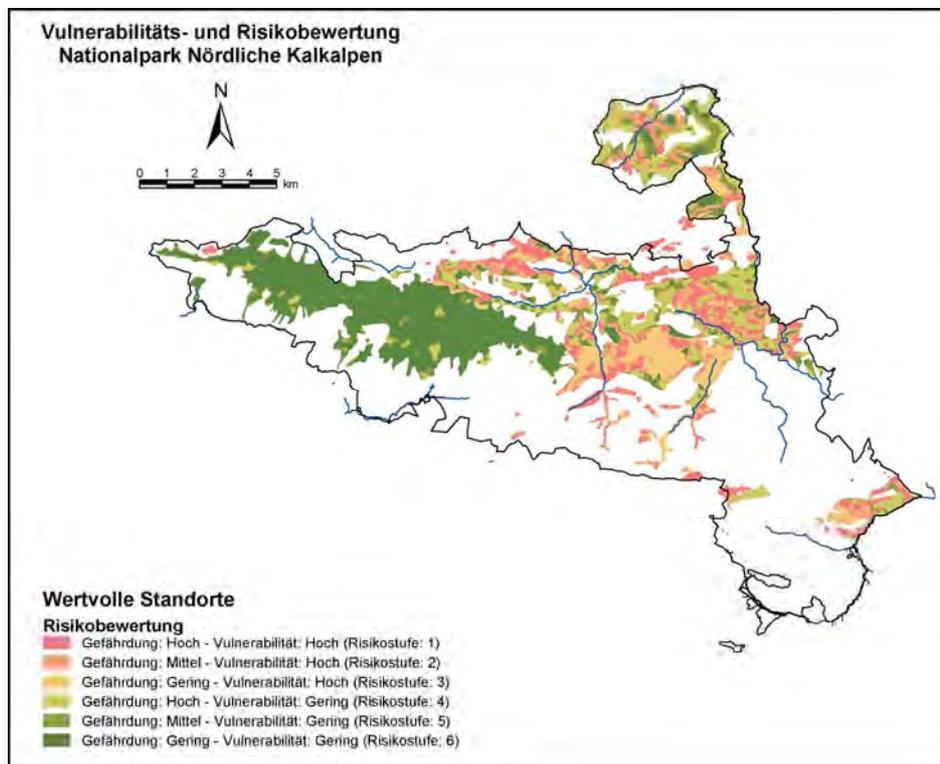


Abbildung 119: Risikobewertung zum Thema Zerstörung wertvoller Sonderstandorte durch den Menschen.

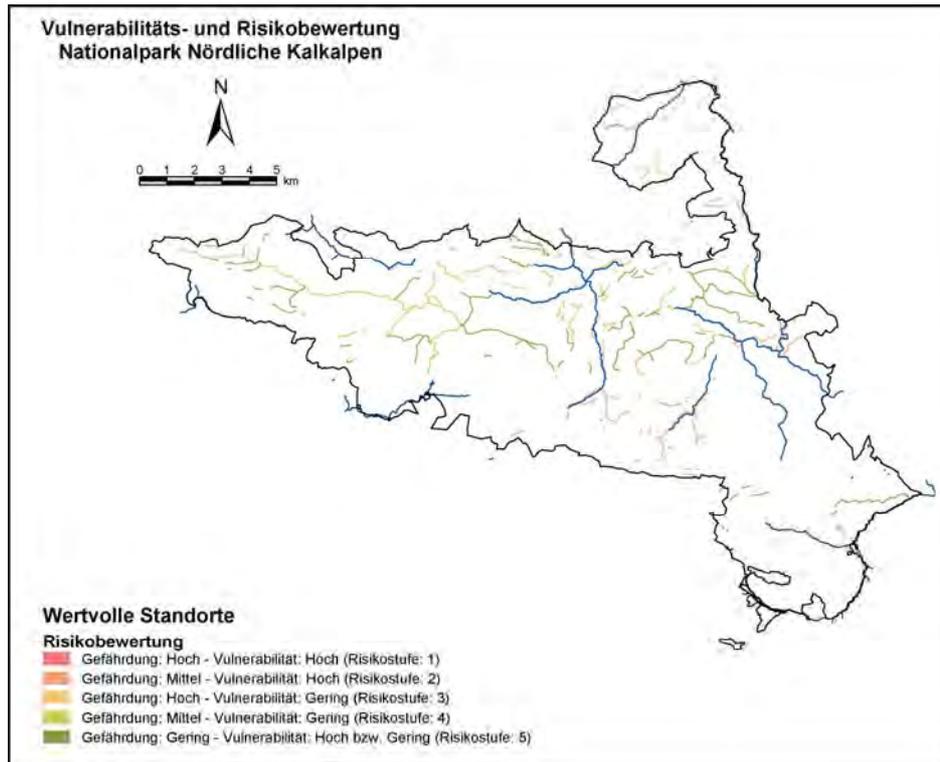


Abbildung 120: Risikobewertung zum Thema Zerstörung wertvoller Sonderstandorte durch den Menschen.

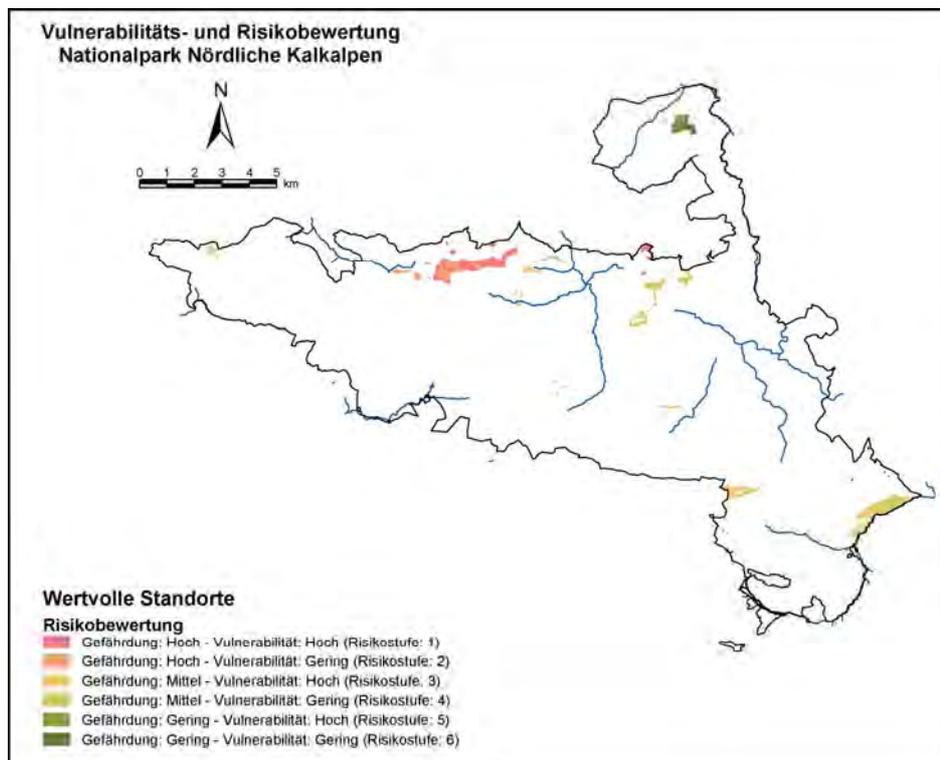


Abbildung 121: Risikobewertung zum Thema Zerstörung wertvoller Sonderstandorte durch das Weidevieh.

Abbildung 122, Abbildung 123, Abbildung 124, Abbildung 125, Abbildung 126 und Abbildung 127 beschäftigen sich mit dem Gefahrenbereich Bodenverdichtung. Bei den ersten vier Abbildungen geht diese Gefahr von den Menschen aus. Die Grundlage der ersten beiden Abbildungen bildet das modifizierte Ergebnis der Erreichbarkeitsanalyse. Bei den zweiten zwei Abbildungen beschränkt sich die Darstellung des Ergebnisses auf die Pufferflächen um die markierten und unmarkierten Wege. Der Unterschied innerhalb dieser beiden Paare besteht „nur“ darin, dass in den Abbildung 122 und Abbildung 124 die Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss und in den Abbildung 123 und Abbildung 125 die Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss beziehungsweise mit Wassereinfluss behandelt werden. Da bei der Risikobewertung der ersten beiden Abbildungen alle 3 Vulnerabilitäts- beziehungsweise alle 3 Gefährdungsklassen eingingen, mussten aufgrund der großen Zahl an möglichen Kombinationen (9) einige mögliche Risikoklassen zusammengefasst werden. So wurden innerhalb der Fläche der Gefährdungsklasse 3 (Gefährdung: Gering) alle 3 Vulnerabilitätsklassen zur Risikoklasse 5 zusammengefasst. Zudem wurden innerhalb der verbleibenden Flächen der Vulnerabilitätsklasse 1 (Vulnerabilität: Hoch) und der Vulnerabilitätsklasse 3 (Vulnerabilität: Gering) die Flächen der beiden Gefährdungsklassen 1 (Gefährdung: Hoch) und 2 (Gefährdung: Mittel) zu den Risikoklassen 1 und 4 zusammengeschlossen. Innerhalb der verbleibenden Fläche der Vulnerabilitätsklasse 2 (Vulnerabilität: Mittel) wurde auf Basis der Gefährdungsklassen 1 (Gefährdung: Hoch) und 2 (Gefährdung: Mittel) die Risikoklassen 2 und 3 ausgeschieden.

Bei den Abbildung 124 und Abbildung 125 gingen 2 Gefährdungs- (markierte und unmarkierte Wege) und 3 Vulnerabilitätsklassen in die Risikobewertung ein. Um wieder 5 Risikoklassen ausscheiden zu können, wurden zuerst die beiden Gefährdungsklassen innerhalb der Fläche der Vulnerabilitätsklasse 3 (Vulnerabilität: Gering) zur Risikoklasse 5 zusammengefasst. Für die Ausscheidung der restlichen 4 Risikoklassen wurden die beiden Gefährdungsklassen als primäres Kriterium festgelegt. Das heißt, dass sich die Risikoklassen 1 (Vulnerabilität: Hoch) und 2 (Vulnerabilität: Mittel) auf die Pufferflächen der markierten Wege (Gefährdung: Hoch) und die Risikoklassen 3 (Vulnerabilität: Hoch) und 4 (Vulnerabilität: Mittel) auf die Pufferflächen der unmarkierten Wege (Gefährdung: Gering) beschränken.

Die letzten beiden Abbildungen beschäftigen sich mit dem Problem der Bodenverdichtung durch die weidenden Tiere in den Bewahrungszonen. Die Bewahrungszone Zöbelboden wurde bei der Erstellung dieser Layer nicht berücksichtigt, weil innerhalb dieser Fläche diese Gefahr nicht auftreten kann. Auf Basis der verbleibenden 2 Gefährdungs- und der 3 Vulnerabilitätsklassen wurden 6 Risikoklassen ausgeschieden, wobei die 2 Gefährdungsklassen als primäres Ausscheidungskriterium festgelegt wurden. Deshalb beschränken sich die Risikoklassen 1, 2 und 3 auf die Weiden mit starkem Weidedruck und die Risikoklassen 4, 5 und 6 auf die Flächen mit keinem oder geringem Weideeinfluss.

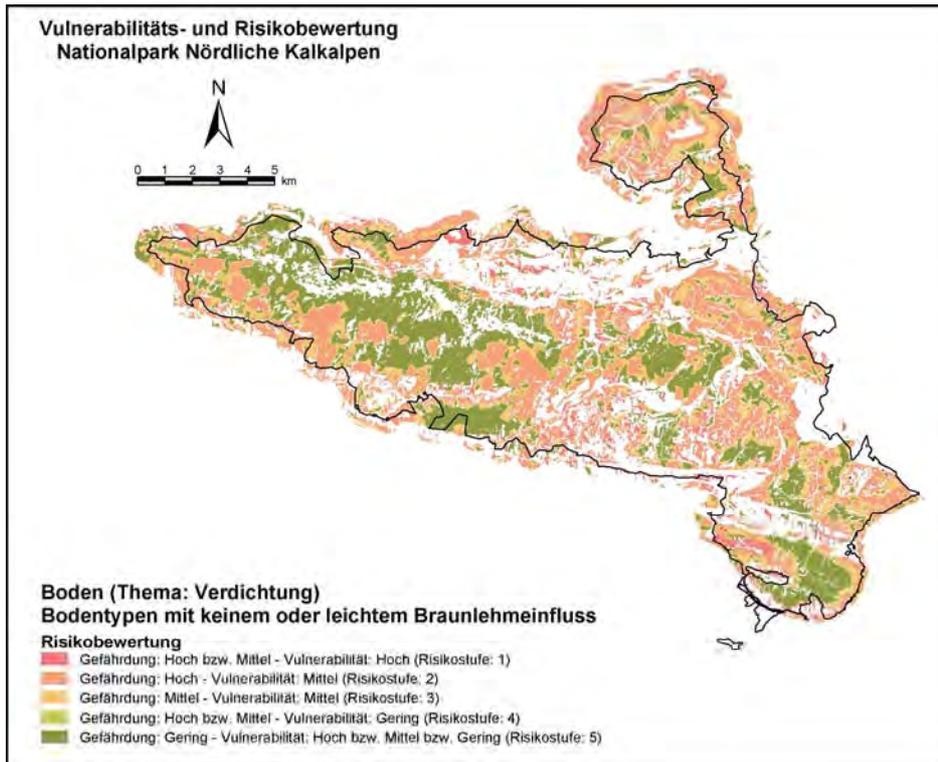


Abbildung 122: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss durch den Menschen.

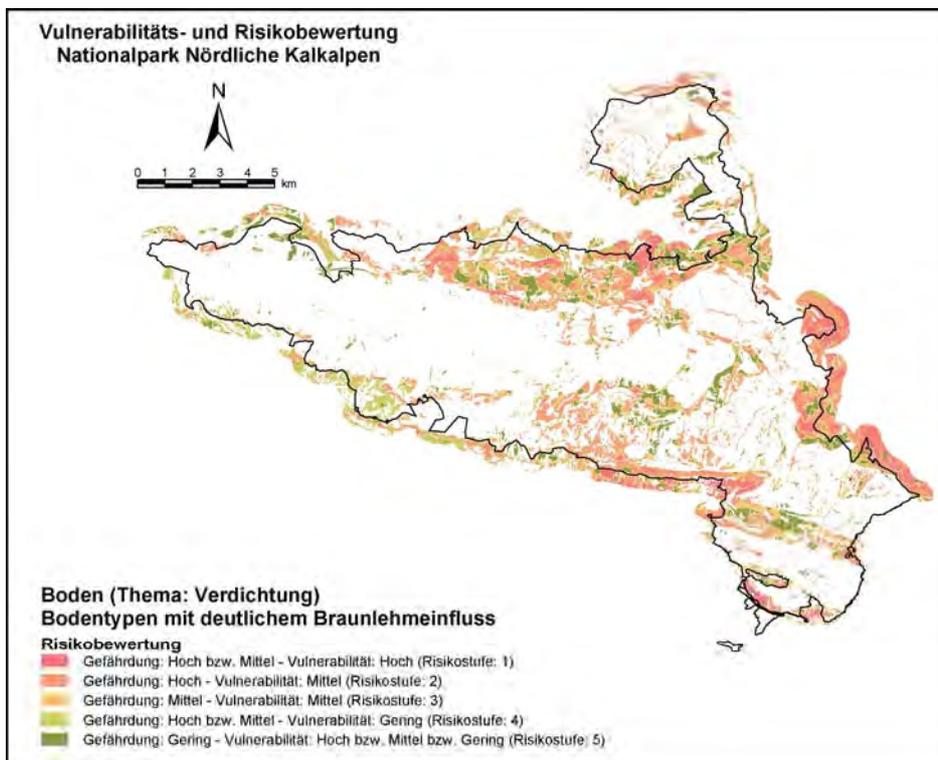


Abbildung 123: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss oder mit Wassereinfluss durch den Menschen.

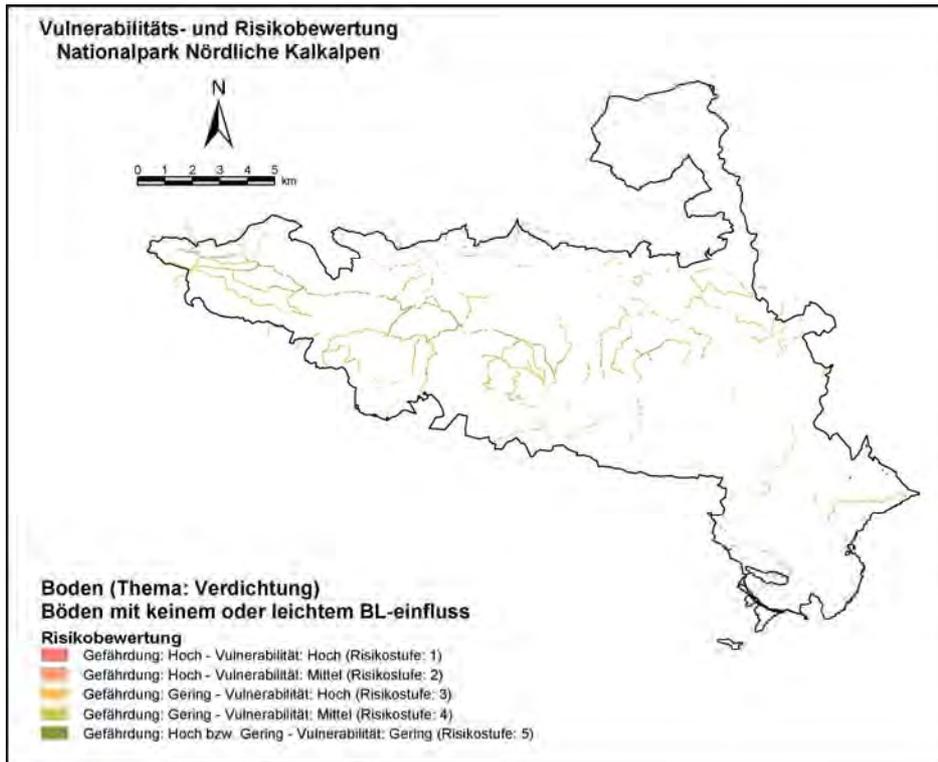


Abbildung 124: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss durch den Menschen.

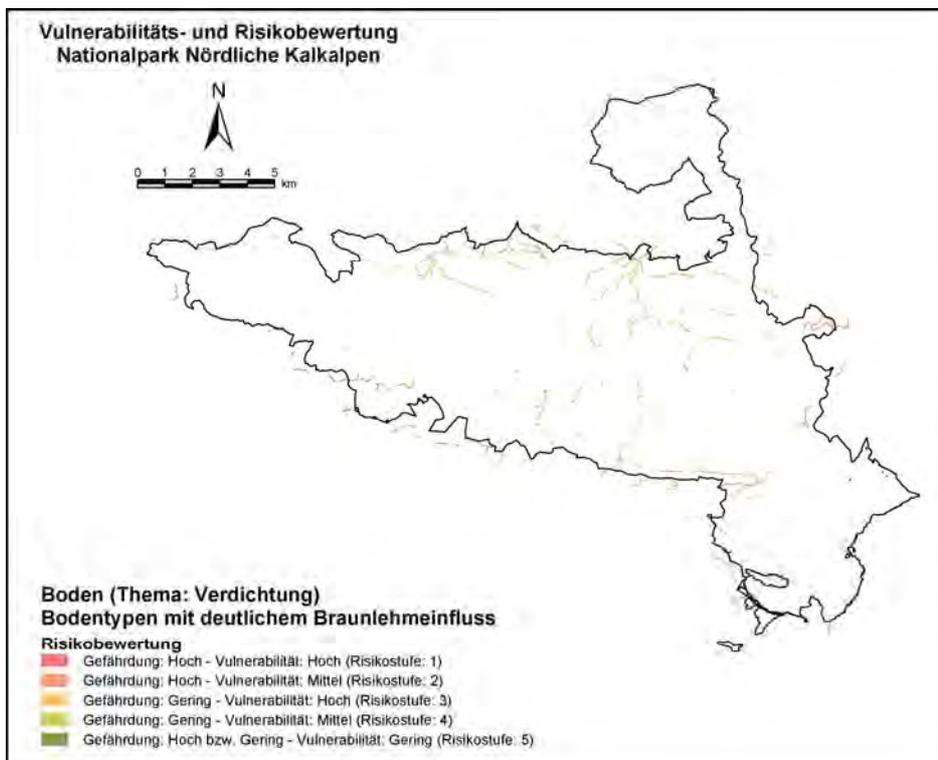


Abbildung 125: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss oder mit Wassereinfluss durch den Menschen.

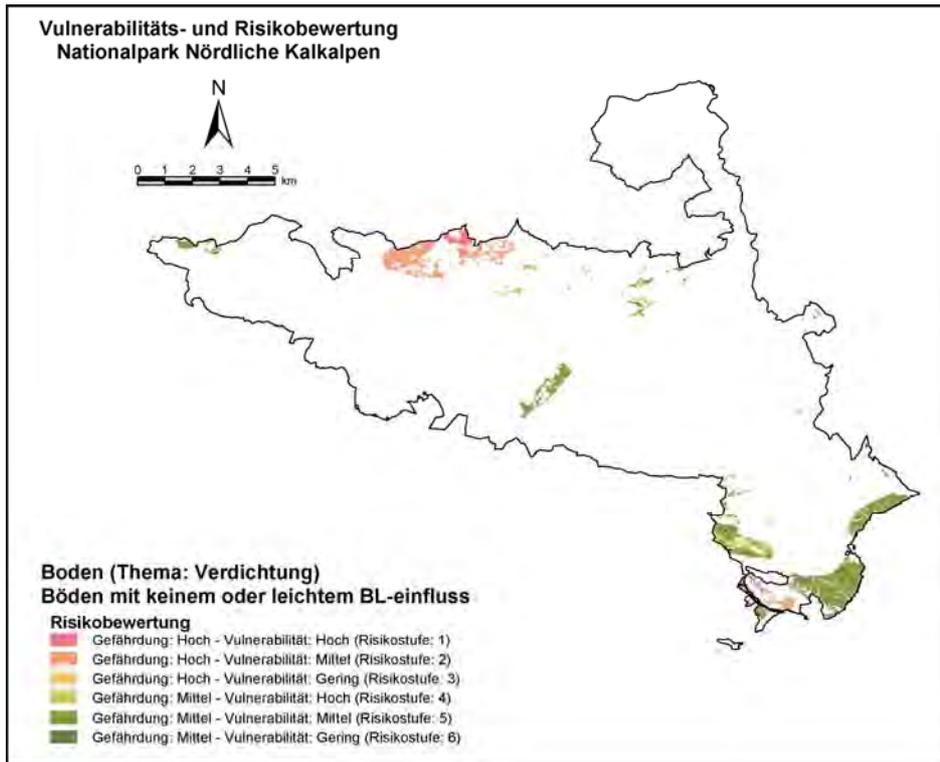


Abbildung 126: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss durch das Weidevieh.

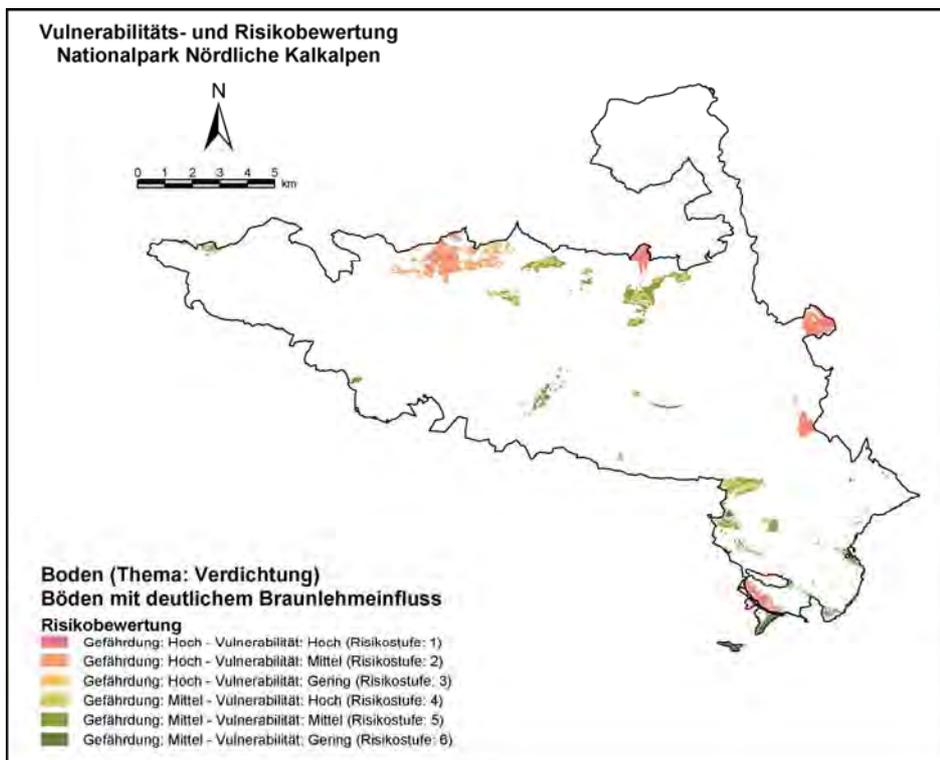


Abbildung 127: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss oder mit Wassereinfluss durch das Weidevieh.

Die Abbildung 128, Abbildung 129 und Abbildung 130 beschäftigen sich mit dem Problem der Bodenerosion. Wie bei dem Problem der Bodenverdichtung beziehen sich zwei Abbildungen auf die Gefahr der Bodenerosion durch den Menschen. Die Grundlage für die Abbildung 128 bilden einerseits die 5 Vulnerabilitätsklassen des Karstwassers und andererseits die 3 Gefährdungsklassen des Ergebnisses der modifizierten Erreichbarkeitsanalyse. Aufgrund der großen Zahl an möglichen Risikoklassen (15) mussten ausgewählte Risikoklassen zusammengeschlossen werden. So wurden im ersten Schritt die Teilflächen der Vulnerabilitätsklassen (1-5) innerhalb der Flächen der Gefährdungsklasse 3 (Gefährdung: Gering) zur Risikoklasse 6 vereint. Dann wurden innerhalb der Gefährdungsklasse 1 (Gefährdung: Hoch) und Gefährdungsklasse 2 (Gefährdung: Mittel) die Flächen der Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 zu den Risikoklassen 1 und 2 zusammengefasst. Das gleiche wurde auch für die Flächen der Vulnerabilitätsklassen 4 und 5 durchgeführt. Nur wurden aus den beiden Risikoklassen, die sich auf die Flächen der beiden Gefährdungsklassen konzentrieren, die Risikoklasse 5 gebildet. Die Risikoklassen 3 und 4 geben schlussendlich die Flächen der Vulnerabilitätsklasse 3 innerhalb der Gefährdungsklassen 1 und 2 wieder.

Auch bei der Ausscheidung der Risikoklassen der zweiten Abbildung mussten aufgrund der 2 Gefährdungs- und 5 Vulnerabilitätsklassen mögliche Risikoklassen zusammengefasst werden. Im ersten Schritt wurden innerhalb der Vulnerabilitätsklassen 4 und 5 die Flächen der Gefährdungsklassen 1 (Gefährdung: Hoch) und 2 (Gefährdung: Gering) zu den Risikoklassen 4 und 5 zusammengeschlossen. Für die Ausscheidung der restlichen Risikoklassen wurden die beiden Gefährdungsklassen als primäres und die restlichen 3 Vulnerabilitätsklassen als sekundäres Ausscheidungskriterium festgelegt. Die Flächen der Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 innerhalb der beiden Gefährdungsklassen wurden im letzten Schritt zu den Risikoklassen 1 und 3 zusammengefasst.

Die letzte Abbildung beschäftigt sich mit dem Problem der Bodenerosion durch die weidenden Tiere in den Bewahrungszonen. Die Bewahrungszone Zöbelboden wurde bei der Erstellung dieses Layers in Form der Risikoklasse 7 berücksichtigt, sie kann jedoch vernachlässigt werden. Auf Basis der verbleibenden 2 Gefährdungs- und der 5 Vulnerabilitätsklassen wurden 6 Risikoklassen ausgeschieden, wobei die 2 Gefährdungsklassen das primäre Ausscheidungskriterium darstellten. Um die Zahl der Risikoklassen nicht zu groß werden zu lassen, wurden innerhalb der beiden Gefährdungsklassen 1 und 2 jeweils die Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 beziehungsweise 4 und 5 zu den Risikoklassen 1, 3, 4 und 6 zusammengelegt.

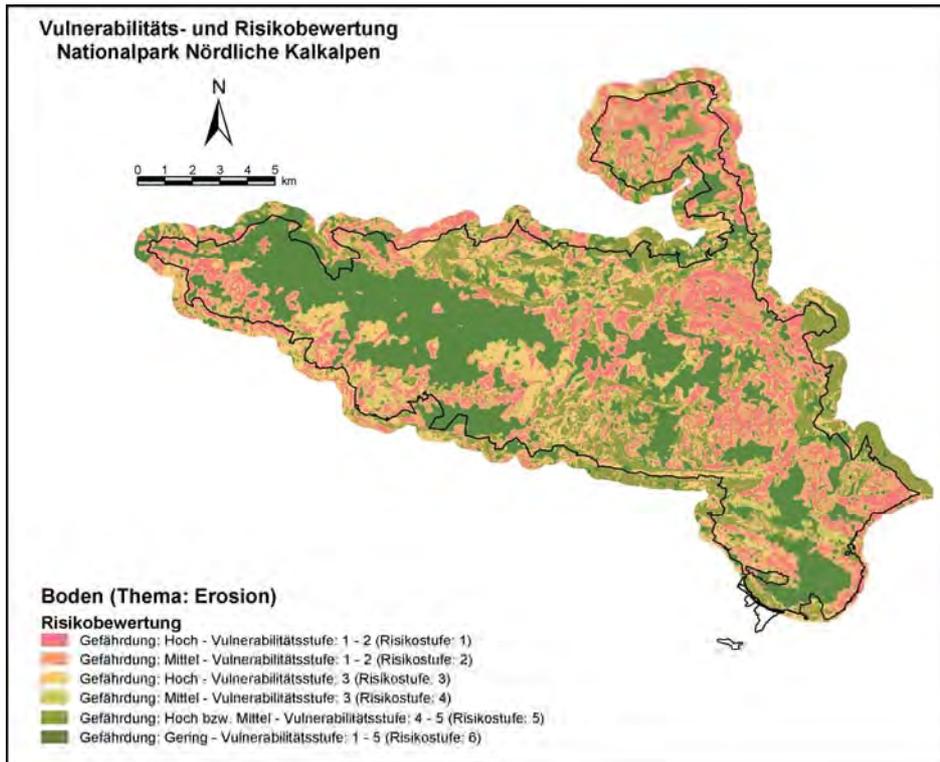


Abbildung 128: Risikobewertung zum Thema Bodenerosion durch den Menschen.

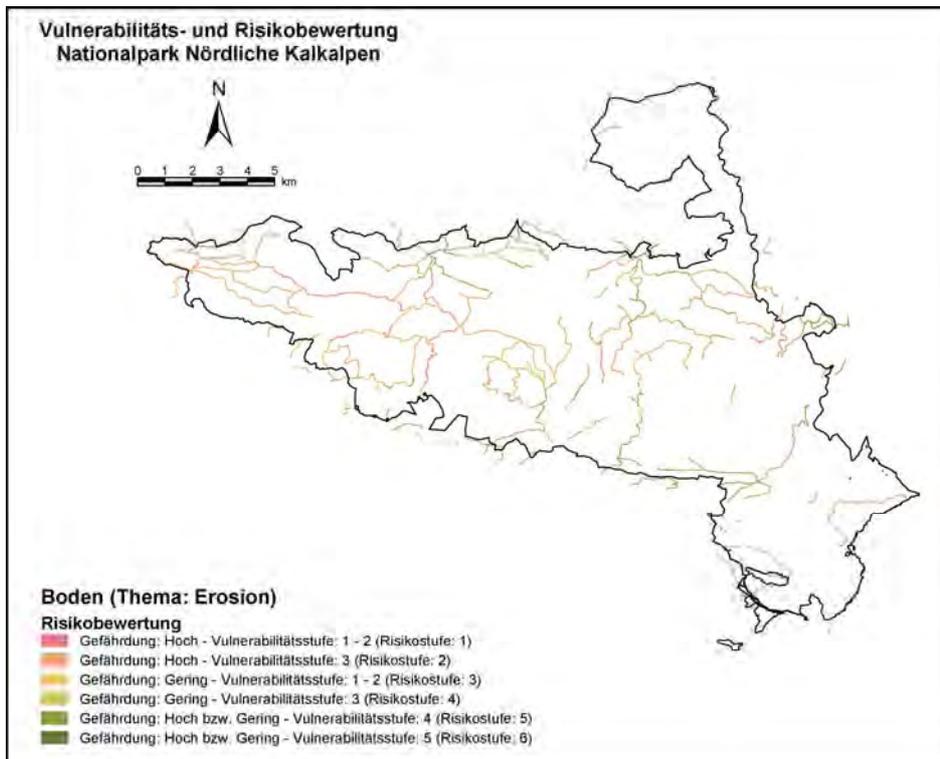


Abbildung 129: Risikobewertung zum Thema Bodenerosion durch den Menschen.

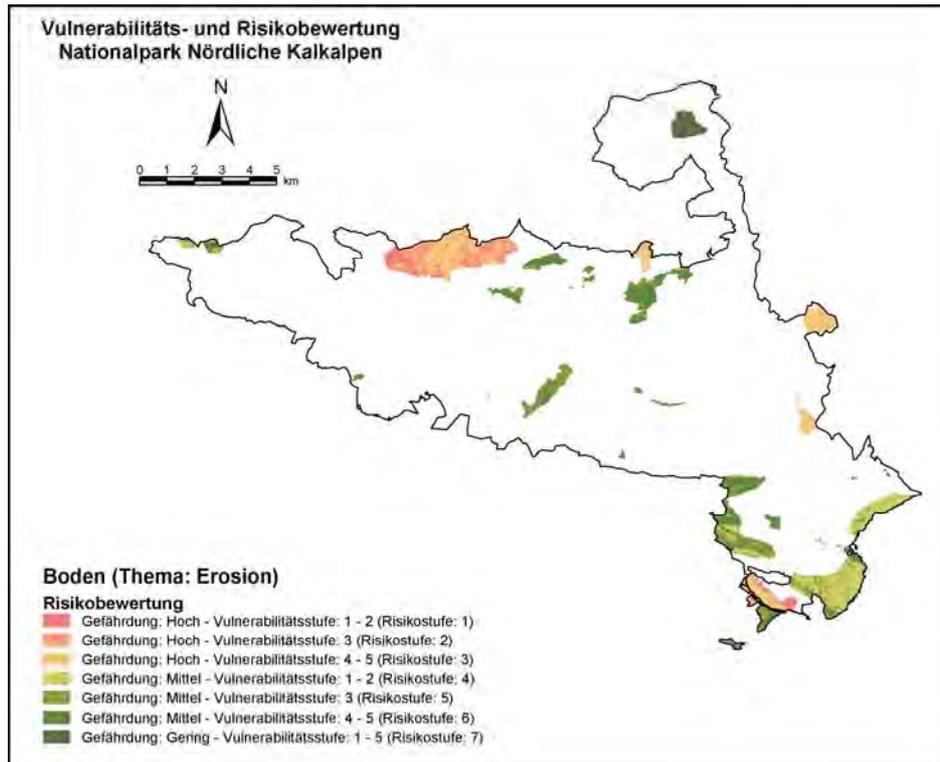


Abbildung 130: Risikobewertung zum Thema Bodenerosion durch das Weidevieh.

Die letzten vier Abbildungen (Abbildung 131, Abbildung 132, Abbildung 133 und Abbildung 134) beschäftigen sich mit dem Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch den Menschen, das Weidevieh und das Rotwild. Die Grundlagen für die erste Abbildung bilden einerseits die 3 Gefährdungsklassen des Ergebnisses der modifizierten Erreichbarkeitsanalyse und andererseits die 5 Vulnerabilitätsklassen des Karstwassers. Für die Übersichtlichkeit des Ergebnisses mussten wieder einige Risikoklassen zusammengefasst werden. Im ersten Schritt wurden alle Flächen der Gefährdungsklasse 3 (Gefährdung: Gering) zur einer Risikoklasse zusammengeschlossen. Für die restlichen Risikoklassen wurden innerhalb der Flächen der Vulnerabilitätsklassen 1, 2, 3, 4 und 5 durch die Zusammenfassung der Flächen der Gefährdungsklassen 1 (Gefährdung: Hoch) und 2 Gefährdung: Mittel) weitere 5 Risikoklassen gebildet. Um die optimale Zahl von 5 Risikoklassen zu erreichen, wurden im letzten Schritt die ersten beiden Risikoklassen dieser 5 Risikoklasse zur Risikoklasse 1 zusammengeschlossen.

In der zweiten Abbildung bildeten neben den 5 Vulnerabilitätsklassen die 3 Gefährdungsklassen der Infrastruktureinrichtungen die Basis für die Risikobewertung. Für die Ausscheidung der Risikoklassen wurden zuerst innerhalb der Pufferflächen jeder einzelnen Vulnerabilitätsklasse die Flächen der Gefährdungsklassen 1 (Gefährdung: Hoch) und 2 Gefährdung: Mittel) zusammengefasst. Diese 5 potentiellen Risikoklassen wurden durch die Zusammenfassung der ersten beiden und der letzten beiden Risikoklassen (Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 bzw. 4 und 5) zu drei Risikoklassen (1, 2 und 3) reduziert. Die Flächen der Risikoklassen 4 und 5 basieren auf den Pufferflächen der unmarkierten Wege. Für die Bildung dieser beiden Klassen wurden innerhalb dieser Pufferflächen die Flächen der Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 zur Risikoklasse 4

und die Flächen der Vulnerabilitätsklassen 3, 4 und 5 zur Risikoklasse 5 zusammengeschlossen.

Die dritte Abbildung beschäftigt sich mit dem Problem des Schadstoffeintrags durch die weidenden Tiere in den Bewahrungszonen. Die Ausscheidung der Risikoklassen erfolgte analog zu jener in Abbildung 130. Die Bewahrungszone Zöbelboden wurde bei der Risikobewertung in Form der Risikoklasse 7 berücksichtigt, sie kann jedoch vernachlässigt werden. Auf Basis der verbleibenden 2 Gefährdungs- und der 5 Vulnerabilitätsklassen wurden 6 Risikoklassen ausgeschieden, wobei die 2 Gefährdungsklassen das primäre Ausscheidungskriterium darstellten. Um die Zahl der Risikoklassen nicht zu groß werden zu lassen, wurden innerhalb der beiden Gefährdungsklassen 1 und 2 jeweils die Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 beziehungsweise 4 und 5 zu den Risikoklassen 1 und 3 beziehungsweise 4 und 6 zusammengelegt.

Die letzte Abbildung beschäftigt sich mit dem Schadstoffeintrag durch das Rotwild in den Winter- und den Sommereinständen. Für die Ausscheidung der Risikoklassen wurden die Vulnerabilitäts- als primäres und die Gefährdungsklassen als sekundäres Kriterium festgelegt. Damit das Ergebnis durch die große Anzahl an möglichen Risikoklassen nicht zu unübersichtlich wird, wurden die Flächen der Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 ohne Berücksichtigung der Gefährdungsklassen zur Risikoklasse 1 zusammengeschlossen.

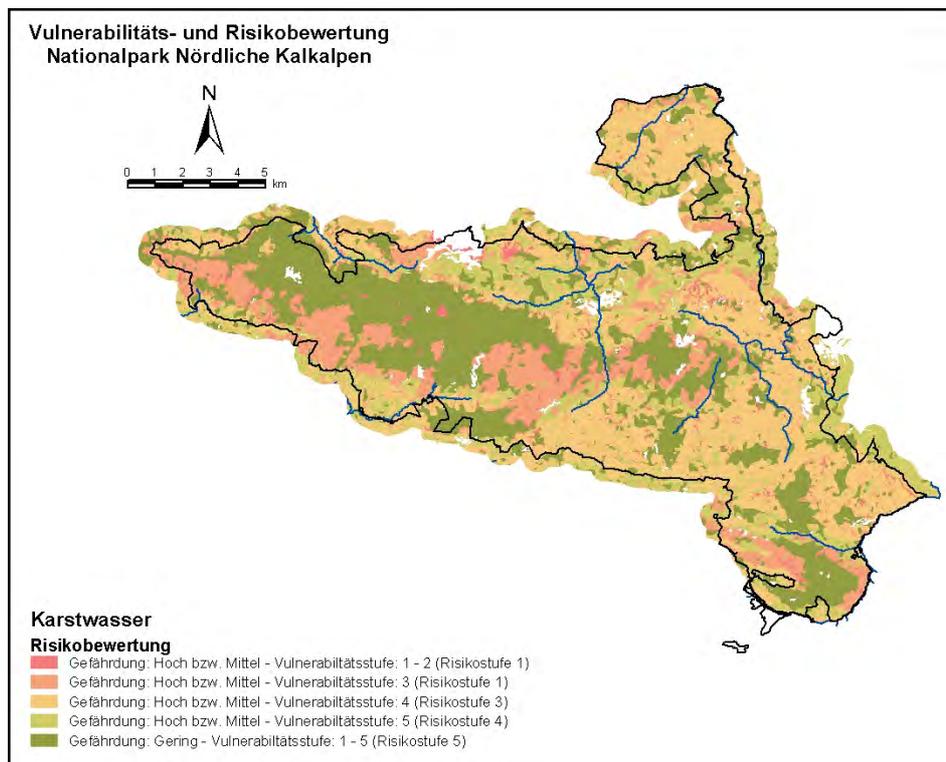


Abbildung 131: Risikobewertung zum Thema Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch den Menschen.

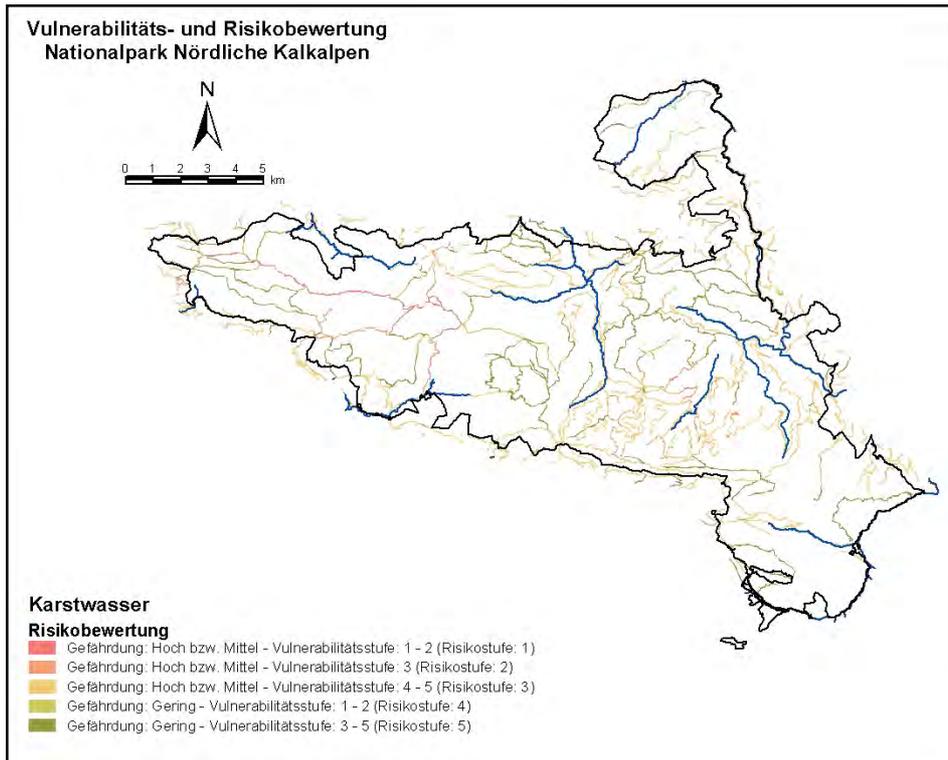


Abbildung 132: Risikobewertung zum Thema Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch den Menschen.

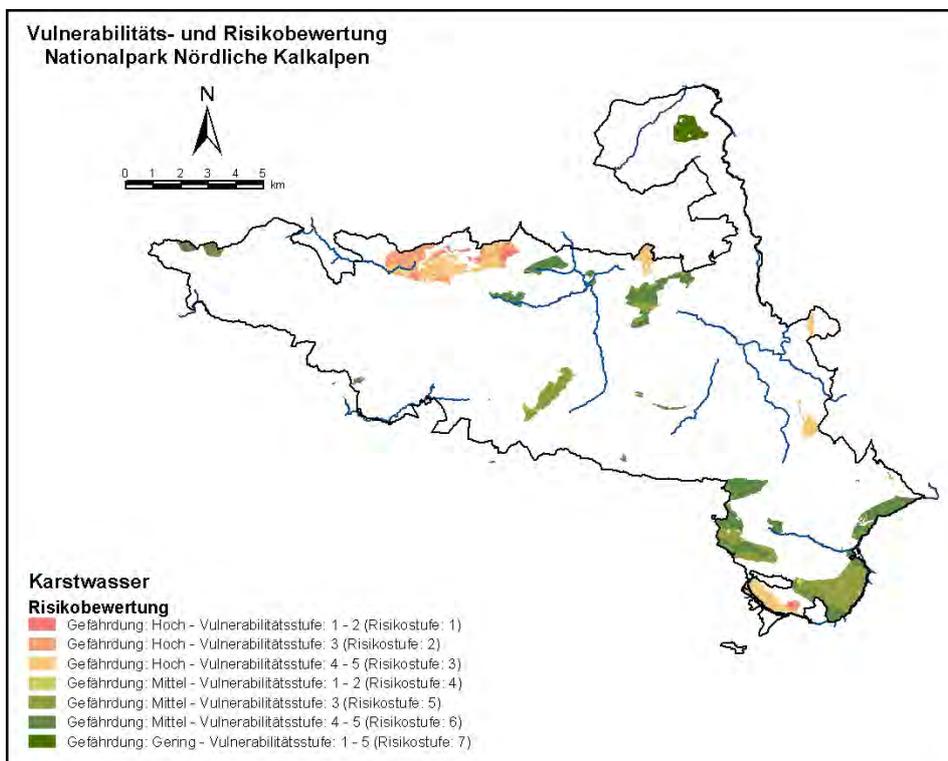


Abbildung 133: Risikobewertung zum Thema Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch das Weidevieh.

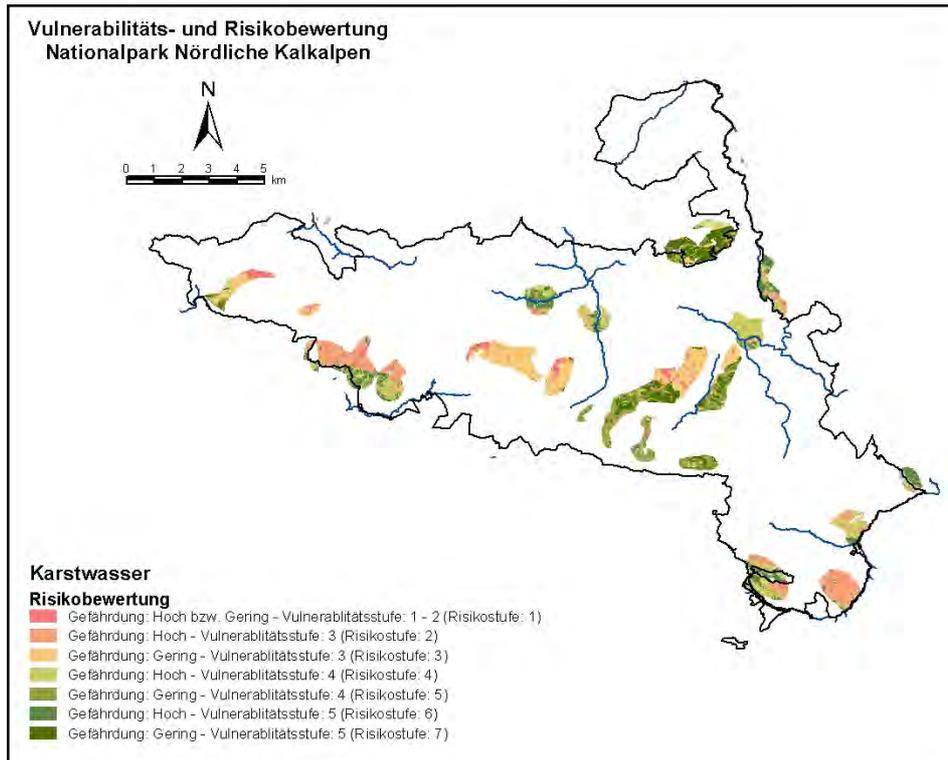


Abbildung 134: Risikobewertung zum Thema Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch das Rotwild.

7.2 Diskussion

Vor der Diskussion der Ergebnisse sollte kurz auf die Ausscheidung der Risikoklassen eingegangen werden. Im Zuge dieser Ausscheidung wurden im ersten Schritt entweder die Vulnerabilitätsklassen oder die Gefährdungsklassen als primäres Ausscheidungskriterium gewählt. Den Vulnerabilitätsklassen wurden dann den Vorzug, wenn die Auswirkungen der jeweiligen Gefahr in den Status 1 – Gebieten markant höher sind als in den Status 2 – Gebieten. Zum Beispiel sind die Auswirkungen einer Gefahr in den Setzeinständen deutlich größer als in den Sommereinständen. Die Gefährdungsklassen wurden dann gewählt, wenn die Auswirkungen einer Gefährdungsklasse deutlich größer sind als die verschiedenen Abstufungen der Vulnerabilität. So wurde bei der Gefährdung durch das Weidevieh den Gefährdungsklassen der Vorrang gegeben, weil die negativen Auswirkungen einer zu starken Beweidung viel höher zu bewerten sind als die Unterschiede zwischen den Vulnerabilitätsklassen. Durch die Kombination der Vulnerabilität und der Gefährdung wurden im zweiten Schritt die Flächen des ersten Kriteriums durch die Flächen des zweiten Kriteriums aufgegliedert. Diese Teilflächen stellten die Basis für die Ausscheidung der Risikoklassen dar. Dabei galt erstens, dass das Risiko umso höher ist, je höher die Vulnerabilität beziehungsweise die Gefährdung des primären Kriteriums ist. Zweitens galt, dass das Risiko innerhalb der Flächen der unterschiedlichen Klassen des primären Kriteriums umso höher ist, je höher die

Vulnerabilität beziehungsweise die Gefährdung des sekundären Kriteriums ist. Wenn zum Beispiel die Vulnerabilität als erstes Kriterium ausgeschieden wurde, dann bilden die Flächen der Gefährdungsklassen innerhalb der Vulnerabilitätsklasse 1 die höchsten Risikoklassen.

Eine Ausnahme bildeten die Risikobewertungen, bei denen eine große Zahl von möglichen Risikoklassen zur Gewährleistung der Übersichtlichkeit zusammengefasst werden mussten. Das Ziel dieser Bewertung war in erster Linie auf Basis von nachvollziehbaren Regeln eine optimale Zahl an Risikoklassen zu generieren.

Die erste Abbildung (Abbildung 91) beschäftigt sich mit dem Thema der Beunruhigung des Rotwildes während der Zeit ohne Schneebedeckung. Da die Auswirkungen dieser Gefahr vor allem in den Setzeinständen massiv sind, wurden die beiden Vulnerabilitätsklassen als primäres Merkmal bei der Ausscheidung der Risikoklassen gewählt. Aus diesem Grund beschränken sich die ersten drei Risikostufen auf die Flächen mit hoher Vulnerabilität (Setzeinstände). Innerhalb der Fläche der ersten Vulnerabilitätsklasse weist die Risikoklasse 3 mit 38.2 % den größten Flächenanteil auf. Dahinter folgen die Risikoklassen 1 (33.6 %) und 2 (28.2 %). Da der größte Teil des Nationalparks leicht erreichbar ist, verwundert der hohe Wert der ersten Klasse nicht. Der Wert der Risikoklasse 3 könnte darauf zurückzuführen sein, dass sich das Kahlwild vor der Setzung in möglichst abgelegene Plätze zurückzieht. Die Risikoklassen 4, 5 und 6 konzentrieren sich auf die Flächen mit niedriger Vulnerabilität (Sommereinstände). Innerhalb der Fläche dieser Vulnerabilitätsklasse weist die Risikoklasse 4 mit 41.9 % den größten Flächenanteil auf. Dahinter folgen die Risikoklassen 6 (29.1 %) und 5 (29 %). Da sich die Sommereinstände oft auf ebenen, offenen Plätzen befinden, verwundert der hohe Wert der Risikoklasse 4 nicht. Der hohe Wert der Risikoklasse 6 ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass sich das Rotwild im Sommer auch gerne in den Latschenfeldern aufhält.

Die zweite Abbildung (Abbildung 92) behandelt das Thema Beunruhigung des Rotwildes durch den Menschen während der Brunftzeit. Da nur eine Vulnerabilitätsklasse in die Bewertung einging, konnten nur 3 Risikoklassen ausgeschieden werden. 42.7 % dieser Flächen sind leicht erreichbar und wurden demnach als Risikoklasse 1 ausgewiesen. Dahinter folgen mit 39.9 % die Risikostufe 3, die die mehr oder weniger unerreichbaren Flächen anzeigt und mit 17.4 % die Risikostufe 2, die die beschwerlich erreichbaren Flächen anzeigt. Der hohe Wert der Risikostufe 1 ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass sich viele Brunftplätze auf ebenen, mehr oder weniger baumfreien Flächen (z.B.: Almflächen) befinden, die auch von den Menschen leicht erreichbar sind. Die größte Teilfläche dieser ersten Risikoklasse befindet sich im Bereich der Schaumbergalm. Eine markante Ausnahme bildet der Brunftplatz in der Region Brettstein – Rottal – Koppental – Abrißtal, der vorwiegend von Latschen bedeckt ist. Da dieser Brunftplatz flächenmäßig der größte innerhalb des Nationalparks ist, ist auch der Anteil der dritten Risikostufe an der gesamten Fläche mit 40 % sehr groß.

Die letzten beiden Abbildungen (Abbildung 93, Abbildung 94) beschäftigen sich mit dem Thema der Beunruhigung des Rotwildes durch den Menschen während der Zeit mit Schneebedeckung.

Da die Auswirkungen dieser Gefahr aufgrund der harten Lebensbedingungen für die Tiere im Winter groß sind, sind die Ergebnisse aus planerischer Sicht sehr interessant. 5.8 % der Fläche mit hoher Vulnerabilität sind von den Schitourenrouten betroffen. Dieser Wert ist deshalb so klein, weil viele Geländeabschnitte des Nationalparks aufgrund des Waldreichtums keine guten Voraussetzungen für das Schitourengehen bieten. Zudem werden die Fütterungen oft abseits der frequentierten Wege oder Plätze angelegt. Die größten Überschneidungsflächen liegen im Bereich des Spannriegls und der Menaueralm. Die Abbildung 93 zeigt, dass die Wintereinstände, die mit einer Forststraße erreichbar sind. Es werden zwar nicht alle Forststraßen geräumt, aber es besteht trotzdem die Möglichkeit, dass Winterwanderer auf geräumten Forststraßen in die Nähe der Wintereinstände gelangen. Dies gilt vor allem für die Forststraßen, die zu den Fütterungen führen. Insgesamt werden 64.5 % der Fläche der Wintereinstände und der Einzugsbereiche um die Fütterungen von Forststraßen berührt.

Für die Darstellung der Auswirkungen der Beunruhigung des Gamswildes durch den Menschen in der schneefreien Zeit (Abbildung 95) konnten nur 3 Risikostufen ausgeschieden werden, weil es sich bei den Flächen nur um potentielle Lebensräume handelt, die aus der Habitatbewertung (REIMOSER, ERBER, LEITNER, 2000) abgeleitet wurden. Deshalb konnte diesen Flächen auch nur die Vulnerabilitätsklasse 2 zugewiesen werden. Da sich der weitaus größte Teil des Lebensraumes des Gamswildes (Risikoklasse 3: 49%) in sehr unzugänglichen Lagen befindet, halten sich die Auswirkungen dieser Gefahr in Grenzen. Nur 24% der dargestellten Fläche sind für den Menschen leicht zu erreichen (Risikoklasse 1). Da es sich bei diesen Flächen größtenteils um Waldflächen handelt, in denen sich das Gamswild aufgrund des erhöhten Verbisses nicht aufhalten sollte, kann die Beunruhigung des Gamswildes durch den Menschen sogar als positiv bewertet werden.

Der zweite Gefahrenbereich (Abbildung 96) bezieht sich auf die Beunruhigung des Gamswildes durch die Schitourengeher. Die Tatsache, dass nur 10% der Fläche des potentiellen Lebensraumes von dieser Gefahr betroffen ist, müsste eigentlich bedeuten, dass die Auswirkungen dieser Gefahr nicht sehr groß sein können. Der niedrige Wert ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass sich ein großer Teil des Lebensraumes des Gamswildes (z.B.: felsdurchsetzte, steile Hänge) nicht zum Schitourengehen eignet. Problematisch ist in diesem Zusammenhang nur, dass sich die meisten Flächen der Risikoklasse 1 auf der Sengengebirgssüdseite befinden, die einerseits aufgrund ihrer klimatischen Gunstlage (hohe Sonneneinstrahlung) einen wichtigen Lebensraum in den Wintermonaten darstellt und andererseits von den Schitourengehern gern aufgesucht wird. Dazu kommt, dass schon der Sichtkontakt zu einer Beunruhigung des Gamswildes führen kann und deshalb die Gefahr nicht alleine auf die Flächen der Schirouten beschränkt ist.

Abbildung 97 zeigt jene Gebiete, in denen sich die Weideflächen des Weideviehs und der potentielle Lebensraum des Gamswildes überschneiden. Da die Gämsen nicht auf diese Flächen angewiesen sind, halten sich die Auswirkungen dieser Gefahr wahrscheinlich in

Grenzen. Die Leidtragende ist in diesem Fall die Vegetation, die als Nahrungsgrundlage für beide Tierarten dient. Das heißt, dass die Naturverjüngung auf diesen Flächen verstärkt verbissen sein könnte. Dieses Problem betrifft vor allem die Bewahrungszone Feichtaualm. Der Weidedruck ist wahrscheinlich in der Bewahrungszone Fleischmauer, dem zweiten Schwerpunkt dieser Gefahr, nicht so groß. Bei den Wäldern innerhalb dieser Bewahrungszone handelt es sich jedoch wahrscheinlich um Schutzwälder, in denen der Verbiss der Naturverjüngung nicht zu groß sein sollte.

Die 6 Risikostufen der Abbildung 98 wurden im Zuge der Kombination der aktuellen und der potentiellen Lebensräume des Auerwildes mit dem modifizierten Ergebnis der Erreichbarkeitsanalyse erstellt. Die Auswirkungen dieser Gefahr sind bei den Rauhfußhühnern vor allem in der Zeit zwischen Ende März bis Ende Juli sehr groß. In dieser Zeit reagieren sie aufgrund der Balz, der Brut und der Aufzucht der Küken sehr empfindlich auf jegliche Störung. Da große Teile des Nationalparks aufgrund des dichten Forststraßennetzes leicht zugänglich sind, ist der relative Anteil der Flächen der Risikoklassen 1 und 4 an den Flächen der jeweiligen Vulnerabilitätsklasse mit 55 % und 52 % sehr groß. Problematisch ist vor allem, dass auch das Hauptverbreitungsgebiet um die Ebenforstalm, welches noch dazu außerhalb des Nationalparks liegt, aufgrund der Forstwirtschaft und des Tourismus (z.B.: Mountainbikestrecken, Wanderwege) stark frequentiert ist und dort keine Maßnahmen gegen die Beunruhigung getroffen werden können. Die Flächenanteile der restlichen Klassen liegen zwischen 20.6 % und 27.4 %.

Sehr viel brisanter, ist die Gefahr der Beunruhigung des Auerwildes durch Schitourengeher. Abbildung 102 zeigt, dass sich das Problem vor allem auf die Sengsengebirgssüdseite beschränkt. Diese Tatsache ist darauf zurückzuführen, dass diese Region die besten Voraussetzungen für das Schitourengehen (z.B.: lichte Wälder, Höhenunterschied) aufweist. Balz- und Brutareale sind von dieser Gefahr eigentlich nicht betroffen. Nur im Gebiet Lackerboden (Spering) überschneiden sich diese Flächen mit jenen der Schirouten. Dies sind jedoch nur 2.3 % der Fläche der Brut- und Balzplätze. Obwohl die Fläche der zweiten Risikoklasse größer ist, beträgt der flächenmäßige Anteil des potentiellen Lebensraumes, der von dieser Gefahr betroffen ist, ebenfalls nur 5.1 %. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Fläche des potentiellen Lebensraumes größer ist als jene der Balz- und Brutareale. Obwohl die betroffenen Flächen anteilmäßig nur sehr klein sind, sind die Auswirkungen beim Eintreten der Gefahr aufgrund der harten Lebensbedingungen im Winter nicht zu unterschätzen.

Im Vergleich dazu, sind die negativen Auswirkungen der Beunruhigung des Auerwildes durch das Weidevieh (Abbildung 106) geringer zu bewerten. Diese Tatsache ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die baumlosen Weideflächen von den Auerhühnern aufgrund der fehlenden Deckung und der Nahrung nicht als Lebensraum angenommen werden. Deshalb ist auch nur insgesamt 6 % des Lebensraumes von dieser Gefahr betroffen. Wird davon die Fläche der Bewahrungszone Zöbelboden abgezogen, auf der keine Beweidung durchgeführt wird,

dann verringert sich dieser Anteil noch. Die relativen Anteile der betroffenen Flächen der aktuellen und der potentiellen Lebensräume an der gesamten Fläche der jeweiligen Lebensräume sind mit 6.4 % und 6.9 % ebenfalls sehr gering.

Auf das Problem der Veränderung des Auerwildlebensraumes infolge der Einstellung der Bewirtschaftung wird in Abbildung 109 eingegangen. Wie in Abbildung 102 konnten nur zwei Risikoklassen ausgeschieden. Insgesamt sind 41.3 % des Lebensraumes von dieser Gefahr betroffen. 92.3 % dieser Fläche sind potentielle Lebensräume. Bezogen auf die Flächen der beiden Biotoptypen sind 20.5 % der aktuellen und 45.1 % der potentiellen Lebensräume von dieser Gefahr bedroht. Da sich die Kartierung der historischen Weiderechte in erster Linie auf die Region südlich der Achse Sengsengebirge – Größtengebirge konzentrierte, sind viele Flächen des aktuellen und des potentiellen Lebensraumes dieser Region (z.B.: Mayralm, Quellgebiet der Steyrling, Kogleralm) von dieser Gefahr betroffen. Die hohen Werte zeigen auf jeden Fall, dass diese Gefahr nicht vernachlässigt werden darf.

Die Auswirkungen der Beunruhigung des Birkwildes durch den Menschen (Abbildung 99) hängen stark von der Lage der Lebensräume zusammen. Die Birkhühner, die in den aufgelockerten Beständen der Waldweide und den offenen Weideflächen leben, werden aufgrund der leichten Erreichbarkeit der Flächen häufig durch den Menschen beunruhigt. Diesen Zusammenhang beweisen auch der hohe Wert der Risikoklasse 1 (49 % des aktuellen Lebensraumes) und die Ausdehnung der Flächen dieser Klasse im Bereich der Feichtau, der Mayralm und am Schwarzkogel. Im Gegensatz dazu, führen die Birkhühner des Latschengürtels und der Kampfzone des Waldes ein sehr ruhiges Leben. Dies zeigt sich in den hohen Werten der Risikostufen 3 (32 % des aktuellen Lebensraumes) und 6. (81 % des potentiellen Lebensraumes). Zurückzuführen sind diese Werte auf die Latschenfelder, die in die Erreichbarkeitsanalyse (GÄRTNER, 2000) als Barrieren eingingen und am Sengsengebirgszug und dem Größtenberg großflächig auftreten.

Da diese Latschenfelder in den Wintermonaten unter der Schneeoberfläche liegen, sind die Birkhühner in dieser Zeit der Gefahr der Beunruhigung durch Schitourengeher (Abbildung 103) viel schutzloser ausgeliefert. Dazu kommt, dass die Flächen über der Waldgrenze ein beliebtes Ziel für Schitouren sind. Diese Gründe führen dazu, dass die Auswirkungen dieser Gefahr viel höher zu bewerten sind als die Beunruhigung durch den Menschen in den Sommermonaten. Insgesamt sind 15.8 % der Gesamtfläche des Lebensraumes von dieser Gefahr betroffen, wobei es sich bei 23 % der betroffenen Fläche um Balz- und Brutplätze handelt. Bezogen auf die gesamte Fläche des aktuellen Lebensraumes sind 14 % dieser Fläche von dieser Gefahr betroffen. Dieser Anteil ist nur um .6 Prozentpunkte größer als bei dem potentiellen Lebensraum (13.4 %). Abgesehen von einigen Balzplätzen ist lediglich das Brutareal auf der Feichtaualm wirklich ungestört. Durch die Brutareale auf der Mayralm, dem Größtenberg und am Schwarzkogel verlaufen jedoch mehrere Schirouten.

Die Abbildung 107 beschäftigt sich wieder mit dem Einfluss der weidenden Tiere auf das Birkwild. Insgesamt sind nur 7.3 % der gesamten Fläche des Birkwildlebensraumes von dieser Gefahr betroffen, wobei 80 % dieser Fläche Balz- und Brutareale sind. Das heißt, dass zwar nur ein sehr geringer Teil des Lebensraumes von dieser Gefahr betroffen ist. Innerhalb dieser Fläche sind jedoch vor allem die sensiblen Balz- und Brutareale, die sich in den Waldweidewäldern befinden, davon betroffen. Diese Tatsache wird auch dadurch erhärtet, dass 22 % der Fläche der aktuellen Lebensräume und nur 2 % der Fläche der potentiellen Lebensräume betroffen sind. Besonders hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang das Brutareal auf der Feichtaualm (Risikoklasse 1), weil dort der Druck, der von den weidenden Tieren ausgeht, sehr groß ist. Innerhalb der Bewahrungszone Zöbelboden wurden keine aktuellen und potentiellen Lebensräume ausgeschieden. Deshalb wurden auch nur 4 Risikoklassen ausgeschieden.

Die letzte Abbildung (Abbildung 110) zum Thema Birkwild beschäftigt sich wieder mit der Veränderung der Vegetation in den Lebensräumen aufgrund der Einstellung der Bewirtschaftung. Betroffen sind unter anderem die Brut- und Balzplätze am Lackerboden, am Größtenberg und am Schwarzkogel. Besonders hervorzuheben ist, das Brutareal im Bereich Giereralm – Mayralm. Die Bestände dieses Gebiets wurden lange Zeit als Waldweiden genutzt. Insgesamt sind 50 % der Fläche der aktuellen und potentiellen Lebensräume von dieser Gefahr betroffen, wobei der größte Teil dieser Fläche auf die potentiellen Lebensräume (68 %) fällt. Von der Gesamtfläche der Brut- und Bälzplätze sind 60 % von dieser Gefahr betroffen. Dieser Anteil ist um 14 Prozentpunkte größer als der Anteil der potentiellen Lebensräume (46 %). Diese Werte sind noch höher als bei den Auerhühnern und zeigen die Brisanz dieses Problems.

Für das Haselwild wurden drei Risikobewertungen durchgeführt. Die erste Abbildung (Abbildung 100) beschäftigt sich mit der Beunruhigung des Haselwildes durch den Menschen im Sommer. Wie beim Auer- und Birkwild sind die Anteile der Risikoklassen 1 und 4 mit 55 % (aktueller Lebensraum) und 54 % (potentieller Lebensraum) innerhalb des jeweiligen Lebensraumes aufgrund des dichten Wegenetzes innerhalb des Nationalparks sehr hoch. Zudem bewohnt das Haselhuhn keine extremen Lebensräume, die von den Menschen nicht erreichbar sind. Dies beweisen auch die geringen Werte der Risikoklassen 3 (19 % des aktuellen Lebensraumes) und 6 (19 % des potentiellen Lebensraumes), die auf den mehr oder weniger unerreichbaren Regionen basieren.

Die Flächen, auf denen es zu einer Beunruhigung durch Schitourengerher kommen kann, sind in Abbildung 104 dargestellt. Da diese Gefahr nur 4 % der Fläche des Lebensraumes des Haselwildes betrifft, ist sie sicher keine Gefahr für Haselwildpopulation des Nationalparks. Die Anteile der beiden Vulnerabilitätsklassen an dieser Fläche sind mit 47 % (aktueller Lebensraum) und 53 % (potentieller Lebensraum) in etwa ausgeglichen. Von der Gesamtfläche der Brut- und Bälzplätze sind 10 % von dieser Gefahr betroffen. Dieser Anteil ist um 7.4 Prozentpunkte größer als der Anteil der potentiellen Lebensräume (2.6 %). Diese geringen

Werte sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass sich das Haselwild in Regionen aufhält, die aufgrund ihrer dichten Vegetation (z.B.: Hintergebirge) nicht für das Schitourengehen geeignet sind.

Die letzte Abbildung (Abbildung 108) beschäftigt sich mit dem negativen Einfluss des Weideviehs auf die Haselwildpopulation des Nationalparks. Die Gefahren, die von den weidenden Tieren ausgehen, sind erstens die Beunruhigung des Haselwildes, zweitens die Zerstörung der Gelege und drittens die Vernichtung von potentiell Lebensraum durch die Veränderung der Vegetation. Vor allem dieser dritte Punkt trifft für das Haselwild zu, weil diese Raufußhuhnart dichte Vegetationsbestände als Lebensraum bevorzugt. 4 % des Lebensraumes sind von diesen Gefahren betroffen, wobei 82.4 % dieser Fläche auf den potentiellen Lebensraum entfallen. Der Anteil von 4 % würde sich noch verringern, wenn die Risikoklasse, die innerhalb des Zöbelbodens ausgeschieden wurde, noch vernachlässigt werden würde. Hier erfolgt nämlich die Beruhigung nicht durch das Weidevieh, sondern durch den Menschen. Bezogen auf die gesamten Flächen der beiden Lebensraumtypen sind 5.7 % des aktuellen und 3.9 % des potentiellen Lebensraumes von dieser Gefahr bedroht. Auch diese Anteile sind sehr gering und sind wahrscheinlich wie beim Auerwild darauf zurückzuführen, dass die Haselhühner die offenen Weiden als Lebensraum nicht annehmen.

Die Auswirkungen Beunruhigung der Schneehühner in der schneefreien Zeit (Abbildung 101) können wahrscheinlich als gering bewertet werden. Da der Lebensraum größtenteils von Latschen bedeckt ist, haben die Schneehühner in der schneefreien Zeit ein großes Rückzugsgebiet, das von den Menschen nur sehr schwer durchquert werden kann. Eine Ausnahme bilden nur die vegetationsfreien Zonen in den Gipfelregionen, die häufig Ziel von Wanderern sind und auch relativ leicht zu begehen sind. Diese Zusammenhänge werden auch bei der Auswertung der Flächenanteile sichtbar. So betragen die Anteile der Risikoklasse 1 und 4 an den jeweiligen Lebensräumen nur 7.5 % (aktueller Lebensraum) beziehungsweise .39 % (potentieller Lebensraum). Die Anteile der Risikoklassen 3 und 6 weisen dagegen Werte von 83.5 % (aktueller Lebensraum) und 95.3 % (potentieller Lebensraum) auf.

Im Gegensatz dazu, sind die Auswirkungen der Beunruhigung der Schneehühner in der Zeit mit Schneebedeckung (Abbildung 105), sehr viel größer. Da die Latschenfelder aufgrund der Schneebedeckung als Deckung ausfallen, fehlen den Schneehühnern die Rückzugsmöglichkeiten. Dazu kommt, dass sich die Schneehühner nicht wie die Birkhühner in tiefere Lagen zurückziehen können, weil sie für die Futteraufnahme auf die abgeblasenen Stellen in den Gipfelregionen angewiesen sind. Zudem ist die flächenhafte Ausdehnung dieser Gipfelregionen so klein, dass die Schitouren einen großen Teil dieser Fläche beanspruchen. So fallen 27.5 % der Fläche des gesamten Lebensraumes mit den Schitourenrouten zusammen. Dieser Anteil ist um einiges höher als bei den anderen untersuchten Tierarten. 25 % dieser Fläche entfallen auf die Brut- und Balzareale. Da der Gipfel der hohen Nock einerseits das Ziel mehrerer Schitouren ist und sich andererseits im Bereich dieses Gipfels das einzige Brutareal

befindet, sind 67 % des aktuellen Lebensraumes von dieser Gefahr betroffen. Dieser Anteil ist mit 23 % des potentiellen Lebensraumes um einiges geringer.

Die Abbildung 111 zeigt die Status 1 – Biotop der Amphibien, deren Flächen direkt von einer Forststraße oder einem markierten Weg berührt werden. Da nur eine Gefährdungs- und eine Vulnerabilitätsklasse in die Risikobewertung eingingen, konnte nur eine Risikoklasse ausgeschieden werden. 69.2 % der Fläche der Status 1 – Biotop sind von der Gefahr des Schadstoffeintrags und des Betritts durch den Menschen betroffen. Am problematischsten ist die Situation wahrscheinlich auf der Ebenforstalm, der Feichtau und der Großen Klause, da sich in diesen Gebieten die meisten Menschen aufhalten.

Bei der Bewertung der Auswirkungen der Rinder auf die Amphibienbiotop (Abbildung 112) muss darauf hingewiesen werden, dass der Einfluss der weidenden Tiere nicht nur negativ ist. Einerseits wirkt sich eine zu große Dichte von Rindern aufgrund des massiven Schadstoffeintrags und des Huftritts negativ auf die Biotop aus. Andererseits kann eine „sanfte“ Beweidung aufgrund der bodenverdichtenden Wirkung des Viehtritts durchaus zur Schaffung von Amphibienbiotop beitragen. Deshalb wurde auch die Bewertung der Gefährdung als primäres Kriterium bei der Ausscheidung der Risikostufen ausgewählt. Das heißt, dass sich die Flächen der Risikoklasse 1 und 2 auf die Bewahrungszonen mit starkem Weideeinfluss (Gefährdungsklasse 1) beschränken. Die Risikoklassen 3 und 4 beschränken sich dagegen auf die Bewahrungszonen mit leichtem oder keinem Weideeinfluss. Dort sind die Auswirkungen dieser Gefahr wahrscheinlich zu vernachlässigen. Da innerhalb der Bewahrungszone Zöbelboden keine Rinder weiden und auch keine Amphibienbiotop zu finden sind, konnten insgesamt nur 4 Risikostufen ausgeschieden werden. Insgesamt sind 58.1 % der Fläche der Amphibienbiotop von dieser Gefahr betroffen. 95.1 % dieser Fläche sind als Status 2 – Biotop ausgewiesen. Dieser hohe Wert wird durch die Tatsache relativiert, dass die Status 2 – Biotop flächenmäßig deutlich größer sind als die Status 1 – Biotop. Zudem sind 65.4 % der Fläche der Status 1 – und „nur“ 57.6 % der Fläche der Status 2 – Biotop von dieser Gefahr betroffen. Die gefährdeten Biotop befinden in den Bewahrungszonen der Feichtau-, der Ebenforst- und der Blabergalm.

Die ersten zwei Risikobewertungen des Themas Schmetterlinge und ihre Biotop basieren auf der Überlegung, dass sich die Vegetation bestimmter Standorte aufgrund der Einstellung der Bewirtschaftung zu Ungunsten der Schmetterlinge verändert. Diese Veränderung macht sich vor allem in einer Wiederbewaldung dieser Standorte bemerkbar, die zu einer Verschlechterung der Lichtverhältnisse und einer Abnahme der Artenzahl und der Deckung der Bodenvegetation führt. Die Abbildung 114 bezieht sich auf die Wiederbewaldung von Forststraßen, die nicht instand gehalten werden. Insgesamt sind 4.1 % der Gesamtfläche der Biotop von diesem Problem betroffen. 70.8 % der Fläche sind Status 2 – Biotop. Dieser Wert ist darauf zurückzuführen, dass die Status 2 – Biotop flächenmäßig bedeutend größer sind als die Status

1 – Biotop. Bezogen auf die gesamte Fläche der beiden Biotoptypen sind 14.1 % der Sensiblen Kernbiotope und 3.2 % der Bedeutenden Verbreitungsareale von dieser Gefahr bedroht. Die betroffenen Status 1 – und Status 2 – Biotop befinden sich unter anderem entlang der Forststraße im Tal des Großen Weißenbaches (Status 2), des Jörggrabens (Status 1 und 2), des Schwarzen Baches (Status 1) und im Bereich des Großen Klause (Status 2).

Die zweite Abbildung (Abbildung 113) zeigt die Flächen der Schmetterlingsbiotope, die Bestandeslücken über 10 % aufweisen. Da die menschliche Bewirtschaftung unter anderem zu einer Auflockerung der Wälder (z.B.: Forstwirtschaft, Beweidung) führen kann, kann ein Teil dieser Bestandeslücken auf den anthropo-zoogenen Einfluss zurückgeführt werden. Dies könnte für das Status 2 – Biotop am Größtenberg und in der Rettenbachreith (Mehlboden) gelten. Auch am Trämpl und am Alpstein könnte der Lichtreichtum der Bestände auf die menschliche Bewirtschaftung zurückzuführen sein. Insgesamt weist 18.7 % der Fläche der beiden Biotoptypen Bestandeslücken über 10 % der Fläche des jeweiligen WÖBT – Typs auf. Innerhalb dieser Fläche sind vor allem die Status 2 – Biotop (95.8 %) betroffen. Bezogen auf die gesamte Fläche der beiden Biotoptypen sind 8.7 % der Sensiblen Kernbiotope und 19.6 % der Bedeutenden Verbreitungsareale von dieser Gefahr bedroht. Der Grund, dass der Anteil der Status 1 – Biotop nicht größer ist, ist darauf zurückzuführen, dass das Merkmal Bestandeslücken nicht auf jeder Fläche der WÖBT – Typen angesprochen wurde. Ein Beispiel dieser Nichtberücksichtigung sind die Flächen des WÖBT – Typs Weide, innerhalb denen sich viele der Schmetterlingsbiotope befinden.

Die dritte Risikobewertung des Themas Schmetterlinge (Abbildung 115) bezieht sich auf die Auswirkungen der Beweidung auf die Biotop der Schmetterlinge. Wie bei den Amphibienbiotopen wirkt sich wahrscheinlich auch nur eine zu starke Beweidung negativ auf die Artenvielfalt der Wiesenflora und somit indirekt auch auf die Schmetterlingspopulation aus. Dagegen verhindert eine extensive Beweidung bei gleichzeitiger Erhaltung der Artenvielfalt eine Wiederbewaldung der offenen Weiden und eine Verdichtung der lückigen Waldweidewälder. Deshalb wurden nur die Bewahrungszonen mit hohen Bestoßungszahlen für die Analyse dieses Problems verwendet und es konnten deshalb nur zwei Risikoklassen ausgeschieden werden. Innerhalb des Nationalparks sind nur 5.2 % der Fläche der Schmetterlingsbiotope von diesem Problem betroffen. Der Anteil der beiden Biotoptypen an dieser Fläche ist mit 24.1 % (Status 1) und 75.9 % (Status 2) in etwa gleich. Die Flächen befinden sich auf der Feichtau, der Puglalm und der Ebenforstalm, wobei auf den ersten beiden Almen sowohl Status 1 – als auch Status 2 – Biotop betroffen sind. Auf der Ebenforstalm ist nur ein kleiner Teil eines Status 2 – Biotops betroffen. Bezogen auf die gesamte Fläche der beiden Biotoptypen sind 14.7 % der Sensiblen Kernbiotope und „nur“ 4.3 % der Bedeutenden Verbreitungsareale von dieser Gefahr bedroht. Das heißt, dass vor allem die Status 1 – Biotop von einem hohen Weideruck betroffen sind. Der Grund liegt darin, dass sich viele Schmetterlingsbiotope aufgrund der hohen Deckungswerte der Bodenvegetation auf den Weiden befinden.

Die Abbildung 116, Abbildung 117 und Abbildung 118 beschäftigen sich mit der Beeinträchtigung ausgewählter Gewässer, Feuchtbiotope und Wassereinzugsgebiete durch den Menschen und dem Weidevieh. Die Grundlagen für die Risikobewertung der ersten Abbildung bildeten die beiden Vulnerabilitätsklassen und die drei Gefährdungsklassen der modifizierten Erreichbarkeitsanalyse. Wie bei den meisten anderen Ergebnissen, in denen die 3 Kategorien der modifizierten Erreichbarkeitsanalyse eingingen, stellen die Risikoklassen 1 (Gefährdung: Hoch) und 4 (Gefährdung: Hoch) mit 63.1 % und 53.1 % aufgrund des dichten Wegenetzes im Nationalpark den größten Anteil an den Flächen der jeweiligen Vulnerabilitätsklassen. Die Werte der Risikoklassen 2, 5 und 6 liegen zwischen 21.4 % und 25 %. Auffällig ist nur der geringe Wert der Risikoklasse (13 %), der die mehr oder weniger unerreichbaren Flächen der Status 1 – Biotope anzeigt. Dieser Wert bedeutet, dass nur wenige Status 1 – Biotope für den Menschen unerreichbar sind.

Die zweite Abbildung (Abbildung 117) bestätigt dieses Ergebnis. Sie zeigt alle Status 1 – Biotope, die durch eine Forststraße oder einen Weg (markiert, unmarkiert) erreichbar sind. Die Auswertung der Flächen zeigt, dass der Anteil dieser Status 1 – Biotope 99 % der Gesamtfläche dieses Biotoptyps ausmacht. Dieser hohe Wert ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass die Forststraßen in den meisten Tälern aufgrund des Platzmangels direkt neben den Gewässern angelegt werden.

Die dritte Abbildung (Abbildung 118) zeigt jene Biotope, die innerhalb der Bewahrungszone liegen und folglich von der Beeinträchtigung durch die weidenden Tiere betroffen sind. Innerhalb des Nationalparks sind nur 7.6 % der Fläche der beiden Biotoptypen von diesem Problem betroffen, wobei 91.1 % dieser Fläche den Status 2 – Biotopen zuzurechnen ist. Anzumerken ist jedoch, dass die Fläche am Zöbelboden nicht berücksichtigt werden dürfte, weil dort keine Beweidung durchgeführt wird. Abgesehen von dieser Fläche liegen die größten Flächen im Bereich der Ebenforstalm (Status 2) und der Mayralm (Status 2). Bezogen auf die gesamte Fläche der beiden Biotoptypen sind 8.9 % der Status 1- und 7.5 % der Status 2 – Biotope von dieser Gefahr bedroht.

Die Abbildung 119, Abbildung 120 und Abbildung 121 beschäftigen sich mit den wertvollen Sonderstandorten. Die ersten zwei Abbildungen beziehen sich auf die Beeinträchtigung dieser Standorte durch den Menschen. Da die Auswirkungen dieser Gefahr aufgrund der Sensibilität der Standorte (offener Bewegt – Schutt; spärlich bewachsener Gehängeschutt; flachgründige, lückige initiale Rohböden; Fels – Trockenrasen; Polster – Seggenrasen; Schuttfluren) vor allem auf den Flächen mit hoher Vulnerabilität gelten, wurden die beiden Vulnerabilitätsklassen als primäres Kriterium für die Ausscheidung der Risikoklassen festgelegt. Innerhalb der Flächen der Vulnerabilitätsklassen basieren die Risikoklassen auf den 3 Kategorien der modifizierten Erreichbarkeitsanalyse (Abbildung 119). Deshalb beziehen sich die ersten drei Risikoklassen auch auf die Standorte mit hoher Vulnerabilität. 40.5 % dieser Standorte sind leicht erreichbar und zeigen somit die Risikoklasse 1. Die größten Teilflächen dieser Risikoklasse befinden sich

im Bereich des Rotgsols und des Alpsteins. Die Anteile der Risikoklassen 2 und 3 sind mit 30.9 % (beschwerlich erreichbar) und 28.9 % (mehr oder weniger unerreichbar) relativ ausgeglichen. Die Risikoklassen 4, 5 und 6 beziehen sich auf die Standorte mit geringer Vulnerabilität (naturnahe Bestände, Sengsengebirgszug). Innerhalb dieser Fläche weist die Risikoklasse 6 (mehr oder weniger unerreichbar) mit 50.5 % den größten Flächenanteil auf. Dieser hohe Wert ist auf den Sengsengebirgszug zurückzuführen, dessen Latschenfelder der dritten Erreichbarkeitskategorie zugeordnet sind. Außerhalb dieser Zone dominiert dagegen die Risikoklasse 4 (leicht erreichbar), die mit 31.4 % der Fläche hinter der Risikoklasse 6 den zweiten Rang einnimmt. Flächen dieser Klasse befinden sich im Bereich der Schaumbergalm, der Bramerleiten und der Jörglalm.

Die Erstellung des zweiten Layers (Abbildung 120) basierte auf den Pufferflächen der Infrastruktureinrichtungen und den Flächen der beiden Vulnerabilitätsklassen. Im Gegensatz zur Abbildung 119 können mit dieser Abbildung genau jene Bereiche identifiziert werden, auf denen das Risiko einer Zerstörung am höchsten ist. Als primäres Kriterium bei der Ausscheidung der Risikoklassen wurden die beiden Vulnerabilitätsklassen gewählt. Das heißt, dass die Risikoklasse 1 die wertvollen Sonderstandorte mit hoher Vulnerabilität darstellt, die durch markierte Wege erreichbar sind. Der flächenmäßige Anteil dieser Klasse an der gesamten Fläche, die von diesem Problem betroffen ist, ist mit 5.8 % jedoch sehr gering. Diese Flächen liegen im Bereich der Rumpelmayrreut, der Stöfflalm und der Hohen Stiege. Den größten Anteil hat die Risikoklasse 5 mit 41.4 % der Fläche, wobei in dieser Klasse jedoch beide Vulnerabilitätsklassen zusammengefasst sind. Da die wertvollen Sonderstandorte dieser Klasse „nur“ von unmarkierten Wegen berührt werden, ist anzunehmen, dass das Problem nur auftreten würde, wenn der Weg zu einem attraktiven Ziel führen würde. Da es innerhalb des Nationalparks nur wenige attraktive Ziele gibt, wird dieses Problem wahrscheinlich nicht eintreten. Dahinter folgen mit 30.9 % und 18.8 % die Risikoklassen 5 und 2. Die Flächen dieser beiden Klassen liegen unter anderem im Bereich des Hauptkammes des Sengsengebirges und des Bodinggrabens beziehungsweise des Jörglgrabens, der Hohen Stiege und des Schafgrabens (Risikoklasse 2). Insgesamt sind 7.7 % der gesamten Fläche der wertvollen Sonderstandorte von dieser Gefahr betroffen.

Die dritte Abbildung (Abbildung 121) zu diesem Thema beschäftigt sich mit der Zerstörung von wertvollen Sonderstandorten durch das Weidevieh. Wie bei den anderen Risikobewertungen, die dieses Problem behandelten, wurde die Intensität der Beweidung als primäres und die Vulnerabilitätsklassen als sekundäres Kriterium für die Ausscheidung der Risikoklassen gewählt. Insgesamt sind 5.9 % der Fläche von der Gefahr betroffen, wobei es sich bei 56.5 % der Fläche um Flächen mit hoher Vulnerabilität handelt. Bezogen auf die jeweilige Fläche der beiden Vulnerabilitätsklassen sind 8.9 % der Flächen mit hoher, aber nur 4.1 % der Flächen mit niedriger Vulnerabilität von diesem Problem betroffen. Die große Differenz zwischen diesen Werten ist darauf zurückzuführen, dass der gesamte Sengsengebirgszug mit seinen großen Latschenflächen als Fläche mit geringer Vulnerabilität ausgeschieden wurde und sich dort keine

Bewahrungszonen befinden. Die problematischsten Flächen befinden sich im Bereich der Feichtaualm. Hier befinden sich große Flächen der Risikoklasse 1, die im flächenmäßigen Vergleich der 6 Risikoklassen mit 24 % den dritten Rang einnimmt. Die Klasse mit dem größten Flächenanteil ist die Risikoklasse 3 mit 29.2 %. Sie gibt die Flächen mit hoher Vulnerabilität wieder, die nur einem schwachem oder keinem Beweidungsdruck ausgeliefert sind. Dahinter folgen die Risikoklassen 4 (24.2 %) und 2 (13.5 %). Die Risikoklassen 5 und 6 können vernachlässigt werden, weil am Zöbelboden keine Beweidung durchgeführt wird.

Das vorletzte Thema befasst sich mit dem Themenkreis Boden, wobei 6 Risikobewertungen für den Gefahrenbereich Bodenverdichtung und 3 Risikobewertungen für den Gefahrenbereich Bodenerosion erstellt wurden. Wie schon bei der Diskussion der Vulnerabilitätsbewertungen erläutert wurde, liegt der Grund für die große Zahl an Risikobewertungen für den Gefahrenbereich Bodenverdichtung darin, dass die Bodentypen mit geringem Braunlehmeinfluss und die Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss oder Wassereinfluss aufgrund ihres unterschiedlichen Verhaltens gegenüber der Bodenverdichtung getrennt behandelt wurden. So ist bei gleicher effektiven Gründigkeit und bei gleicher Intensität der Verdichtung der Grad der Verdichtung bei den Bodentypen mit geringem Braunlehmeinfluss (braunlehmbeeinflusste Mullrendzina) größer. Dafür erholen sich diese Böden vermutlich wieder schneller von der Beanspruchung. Bei den ersten vier Abbildungen (Abbildung 122, Abbildung 123, Abbildung 124 und Abbildung 125) steht die Verdichtung des Bodens durch den Menschen im Mittelpunkt der Diskussion. Der Unterschied zwischen den Abbildung 122 und Abbildung 123 beziehungsweise den Abbildung 124 und Abbildung 125 besteht nur in der Darstellung der Gefährdung. Bei den ersten zwei Abbildungen wurde das modifizierte Ergebnis der Erreichbarkeitsanalyse für die Visualisierung des Risikos gewählt. Deshalb bezieht sich das Ergebnis auch auf die gesamte Fläche der jeweiligen Bodentypen. Bei den restlichen zwei Abbildungen beschränkt sich die Darstellung auf die Pufferflächen um die Infrastruktureinrichtungen. Damit sollen die Risikozonen flächenmäßig eingeschränkt werden. Bei allen Darstellungen mussten aufgrund der großen Zahl an möglichen Risikoklassen einige Klassen zusammengefasst werden. Bei den zwei Abbildungen, bei deren Erstellung das modifizierte Ergebnis der Erreichbarkeitsanalyse einging, umfasst die fünfte Klasse die mehr oder weniger unerreichbaren Flächen des Nationalparks (Gefährdung: Gering). Es wurde deshalb nicht zwischen den einzelnen Vulnerabilitätsklassen unterschieden, weil auf diesen Flächen aufgrund ihrer Unerreichbarkeit das Problem der Bodenverdichtung durch den Menschen sowieso nicht auftritt. Für die Ausscheidung der restlichen vier Risikoklassen wurden die Vulnerabilitätsklassen als primäres Kriterium ausgeschieden. Um die Zahl der Risikoklassen nicht zu groß werden zu lassen, wurden innerhalb der Vulnerabilitätsklassen 1 und 3 die Grenzen der Gefährdungsbewertung aufgelöst. Die Begründung dieser Vereinfachung liegt darin, dass erstens die beschwerlich erreichbaren Flächen (Gefährdung: Mittel) flächenmäßig und interpretationsmäßig nicht sehr bedeutend sind und zweitens die potentiellen Risikoklassen

flächenmäßig zu klein sein würden. Lediglich die flächenmäßig größte Vulnerabilitätsklasse (Vulnerabilitätsklasse 2) wurde auf Basis der zwei restlichen Gefährdungsklassen aufgeteilt. Bei den Bodentypen mit geringem Braunlehmeinfluss stellen die leicht erreichbaren Flächen dieser Vulnerabilitätsklasse (Risikoklasse 2) auch die flächenmäßig größte Risikoklasse mit 34.7 % dar. Die Flächen dieser Klasse befinden sich unter anderem im Bereich der Weitgruben, der Bärenriedlau, der Kogleralm, dem Lackerboden oder den Bramerleiten. Danach folgt die Risikoklasse 5 (32.3 % der Fläche), die die unzugänglichen Flächen dieser Bodentypengruppe zeigt. Diese liegen in erster Linie im Bereich des Sengsengebirges. Auf der dritten Stelle folgen die Flächen der Vulnerabilitätsklasse 2 (Böden mit geringem Braunlehmeinfluss mit effektiven Gründigkeiten zwischen 10 – 20 cm), die beschwerlich zu erreichen sind. Die letzten beiden Plätze nehmen die Risikoklassen 1 und 4 mit 8.7 % und 2.1 % der Fläche ein. Die größten Flächen der ersten Risikoklasse liegen im Bereich des Jaidhaustales, des Hochsattels und der Spitzenbergalm. In Abbildung 123 ist die Verteilung der relativen Anteile der fünf Risikoklassen etwas anders. Es dominiert zwar mit 39.7 % ebenfalls die Risikoklasse 2, die leicht erreichbaren Flächen der braunlehmbeeinflussten Böden mit effektiven Gründigkeiten über 20 cm zeigt. Dahinter folgen jedoch mit 17.3 % die beschwerlich erreichbaren Flächen derselben Bodentyp – Gründigkeitsklasse (Risikoklasse 3). Der größte Unterschied zur vorigen Abbildung besteht darin, dass die mehr oder weniger unerreichbaren Flächen (Risikoklasse 5) nur 16 % der Fläche ausmachen. Auch der Anteil der Risikoklasse 1 ist mit 10.5 % um 1.8 Prozentpunkte größer als jener der Abbildung 122. Diese Werte sind vor allem darauf zurückzuführen, dass die Flächen der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss und mit Wassereinfluss aufgrund der geringeren Neigung ihrer Standorte leichter zu erreichen sind. Die Flächen, auf denen die Auswirkungen dieser Gefahr am größten sind (Risikoklasse 1), liegen im Bereich der Blaberg-, der Ebenforst-, der Zaglbauer- und der Dörfmoaralm.

Mit den Abbildung 124 und Abbildung 125 lässt sich das Problem der Bodenverdichtung auf ganz konkrete Zonen um die markierten und unmarkierten Wege beschränken. Es wurde ebenfalls die optimale Zahl von 5 Risikoklassen gebildet. Um diese Zahl zu erreichen, konnte innerhalb der Fläche einer Vulnerabilitätsklasse nur eine Risikoklasse ausgeschieden werden. Da die Auswirkungen dieser Gefahr in der Vulnerabilitätsklasse 3 am geringsten sind, wurde diese Klasse gewählt und aus der Fläche der Vulnerabilitätsklasse 3 die Risikoklasse 5 gebildet. Für die Ausscheidung der restlichen Risikoklassen wurden die Gefährdungsklassen als primäres Kriterium gewählt, weil die unmarkierten Wege sehr selten begangen werden und sich deshalb die Gefahr vor allem auf die Pufferflächen um die markierten Wege konzentriert. Von der Fläche der Böden mit Braunlehmeinfluss und Wassereinfluss liegen 4.5 % innerhalb der Pufferflächen der markierten und unmarkierten Wege. Bei den Böden mit geringem Braunlehmeinfluss beträgt dieser Anteil 3.8 %. Der Unterschied zwischen diesen beiden Werten ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die Böden mit geringem Braunlehmeinfluss auf den vergleichsweise beschwerlich erreichbaren Standorten zu finden sind. Deshalb ist auch dass Wegenetz in diesen Gebieten nicht mehr so dicht. Aus diesem Grund sind auch die

Anteile der Risikoklassen 1 (6.8 %) und 2 (12.7 %) der Böden mit deutlichen, die die Flächen der Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 um die markierten Wege darstellen, um 3.6 und 4.9 Prozentpunkte größer als jene der Böden mit geringem Braunlehmeinfluss. Das heißt, dass sich das Problem der Bodenverdichtung vor allem auf die Standorte der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss und Wassereinfluss konzentriert. Die Zonen mit hohem Risiko liegen bei diesen Böden im Bereich der Dörfmoar-, der Blaberg-, Anlauf- und der Ebenforstalm. Bei den Böden mit geringem Braunlehmeinfluss befinden sich diese Zonen bei der Spitzenberg-, der Menauer- und der Schaumbergalm. Innerhalb der Flächen der Böden mit geringem Braunlehmeinfluss verlagert sich dieses Problem vor allem auf die Pufferflächen der unmarkierten Wege (Risikoklasse 3 und 4). Vor allem der Anteil der Risikoklasse 4, der die Flächen der Böden mit geringem Braunlehmeinfluss zwischen 10 und 20 cm effektiver Gründigkeit innerhalb der unmarkierten Wege zeigt, sticht mit 50.3 % deutlich hervor. Die hohen Werte dieser beiden Klassen lassen sich mit der größeren Dichte an unmarkierten Wegen in den unzugänglichen Regionen erklären. Die kritischen Zonen befinden sich unter anderem um die Mayralm, im Bereich des Kienrückens, des Quenkogels (alle: Böden mit geringem Braunlehmeinfluss), der Feichtau, im Bereich Trämpl – Alpstein und des Langfirsts (alle: Böden mit deutlichem Braunlehm- oder Wassereinfluss). Die Risikoklasse 5 ist bei beiden Risikobewertungen mit 19 % ausgeglichen.

Die Abbildung 126 und Abbildung 127 behandeln das Problem der Bodenverdichtung durch das Weidevieh. Es wurden 6 Risikostufen ausgeschieden, wobei die Gefährdungsklassen als primäres Kriterium bei der Klassenbildung herangezogen wurden. Die Begründung für diese Wahl ist jene, dass der Grad der Verdichtung vor allem mit der Intensität der Beweidung korreliert. Da diese in den Bewahrungszonen mit hohen Bestoßungszahlen am größten ist, sind die Risikostufen 1 bis 3 innerhalb dieser Bewahrungszonen zu finden. Innerhalb dieser Flächen haben die Risikoklassen 2 mit 69 % (Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss und einer effektiven Gründigkeit zwischen 10 – 20 cm) und 52.7 % (Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss über 20 cm effektiver Gründigkeit) den größten Anteil. Danach folgen mit 26.9 % und 34.3 % die Risikoklassen 1 (Böden mit geringem Braunlehmeinfluss über 20 cm effektiver Gründigkeit bzw. Böden mit Wassereinfluss über 20 cm effektiver Gründigkeit) und mit 4.1 % und 13 % die Risikoklassen 3 (Böden unter 10 cm effektiver Gründigkeit bzw. Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss mit einer effektiven Gründigkeit zwischen 10 – 20 cm). Bezogen auf die gesamte Fläche der beiden Bodentypengruppen sind 6.3 % (Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss oder Wassereinfluss) beziehungsweise 2.1 % (Böden mit geringem Braunlehmeinfluss) der Flächen von starker Beweidung betroffen. Diese Werte sind darauf zurückzuführen, dass die Weiden nur auf Standorten mit besseren und tiefgründigeren Böden nachhaltig genutzt werden können. Die Flächen der Risikoklassen 1 befinden sich unter anderem auf der Ebenforst-, der Anlauf-, der Blaberg- und der Puglalm (Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss oder Wassereinfluss) beziehungsweise auf der Feichtau und der Puglalm (Böden mit geringem Braunlehmeinfluss). Die Risikoklassen 4 bis 6 sind innerhalb der

Bewahrungszonen mit geringem oder keinem Weidedruck zu finden. Wie bei den ersten drei Risikoklassen der Bodentypen mit geringem Braunlehmeinfluss ist der Anteil der Klasse der Böden mit 10 – 20 cm mit 76.8 % am größten. Dahinter folgen die Böden mit über 20 cm effektiver Gründigkeit (17.6 %) und die Böden bis 10 cm effektiver Gründigkeit (5.6 %). Insgesamt ist jedoch dieses Problem für die Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss nicht sehr hoch zu bewerten. So beträgt der Anteil dieser Flächen, die von diesem Problem betroffen sind, nur 7.2 % der gesamten Fläche dieser Bodentypengruppe. Bei den Bodentypen mit Braunlehmeinfluss ist dieser Anteil mit 13.6 % fast doppelt so groß. Auch bei diesen Bodentypen ist die Risikoklasse 5 (Bodentypen über 20 cm effektiver Gründigkeit) mit 52.6 % am größten. Dahinter folgen mit 28.7 % und 18.7 % die Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss zwischen 10 – 20 cm effektiver Gründigkeit und die Böden mit Wassereinfluss über 30 cm effektiver Gründigkeit. Die Risikoklassen 7, die sich auf die Bewahrungszone Zöbelboden konzentriert, kann vernachlässigt werden, weil auf dieser Fläche keine Beweidung durchgeführt wird.

Die letzten drei Abbildungen (Abbildung 128, Abbildung 129 und Abbildung 130) des Themas Boden beschäftigen sich mit der Bodenerosion. In die Abbildung 128 ging wieder das modifizierte Ergebnis der Erreichbarkeitsanalyse als Gefährdung ein. Bei der Ausscheidung der Risikoklassen wurden wieder die mehr oder weniger unerreichbaren Flächen unabhängig ihrer Vulnerabilität zur Risikoklasse 6 zusammengeschlossen. Diese Fläche macht etwa ein Viertel der Fläche (28.9 %) aus. Es handelt sich dabei größtenteils um die Latschenfelder des Sengsengebirgszuges und die Flächen mit Hangneigungen über 45°. Es ist anzunehmen, dass das Problem der Bodenerosion mit einer großen Wahrscheinlichkeit auf diesen Flächen nicht auftritt. Für die Ausscheidung der restlichen Klassen wurden die Vulnerabilitätsklassen als primäres Kriterium festgelegt, weil die Auswirkungen der Bodenerosion auf den Flächen mit hoher Vulnerabilität besonders gravierend sind und deshalb diese Flächen auch das größte Risiko aufweisen sollten. Um eine überschaubare Zahl von Risikoklassen zu erreichen, musste vorher die Zahl der Vulnerabilitätsklassen reduziert werden. Schlussendlich wurde innerhalb der Vulnerabilitätsklasse 3 aufgrund der großen Fläche dieser Klasse auf Basis der restlichen 2 Kategorien der Gefährdungsbewertung 2 Risikoklassen ausgeschieden. Die Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 beziehungsweise 4 und 5 wurden zu zwei Vulnerabilitätsklassen zusammengeschlossen. Die Streuung der flächenmäßigen Anteile der 5 Risikoklassen ist verhältnismäßig klein. Lediglich die Klassen 4 und 6 weichen mit 8 % und 28.9 % der Fläche von den relativen Werten der restlichen 4 Risikoklassen ab. Die vierte Klasse (8 %) ist die flächenmäßig kleinste Klasse. Da ihre Fläche in kleine Teilflächen aufgeschlüsselt ist, wird auf ihre Diskussion verzichtet. Problematisch sind die Flächen der ersten beiden Risikoklassen, die 15.1 % und 12.1 % der Fläche ausmachen. Dabei handelt es sich vor allem um die steilen Flächen mit Böden geringer effektiver Gründigkeit, die leicht oder beschwerlich erreichbar sind. Größere Flächen dieser beiden Klassen befinden sich im Bereich des Eisenecks, der

Zeckerleiten, der Hänge des Zöbelbodens, der Region Jörglgraben – Kienrücken – Föhrenbach und der Unterhänge des Rettenbachtals. Die zweitgrößte Klasse ist mit 18.6 % die Risikoklasse 5, die sich unter anderem auf den Flächen mit tiefgründigeren Böden mit Braunlehmeinfluss und Wassereinfluss zusammensetzt. Diese befinden sich zum Beispiel im Bereich um die Feichtau- und der Ebenforsthütte oder dem östlichen Teil des Reichraminger Hintergebirges (Weißwasser, Breitenberg, Klausriegel). Die Auswirkungen der Bodenerosion sind zwar bei diesen Böden vergleichbar mit jenen bei den flachgründigen Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss. Da die Voraussetzungen für die Regeneration innerhalb dieser Flächen besser sind, wurde für diese Klasse ein geringeres Risiko ausgewiesen. Dicht dahinter folgen mit 17.2 % der Fläche, die leicht erreichbaren Regionen der Vulnerabilitätsklasse 3. Sie konzentrieren sich vor allem auf die flachen, bewaldeten Bereiche der karbonatischen Gesteine (Mayralm, Koglerlam, Bärenriedlau).

Mit der Abbildung 129 wurden die kritischen Flächen auf ganz konkrete Bereiche um die markierten und unmarkierten Wege eingeschränkt. Da die Auswirkungen innerhalb der Vulnerabilitätsklassen 4 und 5 aufgrund der hohen effektiven Gründigkeit und der geringen Hangneigung relativ gering sind, wurden die Flächen dieser beiden Klassen unabhängig der Gefährdungsbewertung als Risikoklassen 4 und 5 ausgewiesen. Sie machen etwa ein Viertel der Fläche aus und befinden sich größtenteils im Bereich der größeren Almen. Entscheidend sind jedoch die Flächen der beiden ersten Risikoklassen, die in erster Linie auf den Flächen der Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss zu finden sind. Beispiele sind die markierten Wege entlang der Sengsengebirgskammes, des Kienrückens oder des Quenkogels. Da sie Anteile von 11.8 % (Risikoklasse 1) und 24.3 % (Risikoklasse 2) der Fläche aufweisen, sollte das Problem nicht vernachlässigt werden. Die Risikoklassen 3 (13.1 %) und 4 (23.2 %) beziehen sich dagegen auf die unmarkierten Wege. Obwohl sie flächenmäßig nicht unbedeutend sind, kann das Problem der Bodenerosion entlang dieser Wege aufgrund der geringen Benutzungsfrequenz dieser Wege vernachlässigt werden.

Die dritte Abbildung (Abbildung 130) beschäftigt sich mit der Bodenerosion durch das Weidevieh. Wie bei den anderen Risikobewertungen, bei denen das Weidevieh als Gefährdung einging, wurde die Bewertung der Gefährdung als primäres Ausscheidungskriterium der Risikoklassen herangezogen. Innerhalb dieser Flächen wurden die Flächen der Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 beziehungsweise 4 und 5 zusammengefasst, weil sonst das Ergebnis zu unübersichtlich geworden wäre. Insgesamt sind 8.9 % der Fläche von diesem Problem betroffen. Die Schwankungsbreite der flächenmäßigen Anteile der einzelnen Klassen ist mehr oder weniger ausgeglichen. Ausreißer sind lediglich die Risikoklassen 1 und 7 mit 5.7 % und 4 % der betroffenen Fläche. Die kritischen Zonen (Risikoklasse 1) konzentrieren sich vor allem auf die Feichtau- (Langfirst) und die Puglalm (Kampermauer), da sich Teile dieser Bewahrungszone über karbonatischen Gesteinsarten befinden. Der geringe Anteil der Flächen der Vulnerabilitätsklassen 1 und 2, der stark beweidet wird, ist auf jeden Fall zu begrüßen. Die Risikoklasse 7, die sich auf die Bewahrungszone Zöbelboden bezieht, kann dagegen

vernachlässigt werden, weil diese Flächen weidewirtschaftlich nicht genutzt werden. Den flächenmäßig größten Anteil weist die Risikoklasse 6 mit 20.5 % auf. Sie stellt die Flächen der Vulnerabilitätsklassen 4 und 5 auf den kaum beweidenden Bewahrungszonen dar. Auch innerhalb der stark beweidenden Bewahrungszonen stellen Vulnerabilitätsklasse 4 und 5 (Risikoklasse 3) mit 50.9 % die größte Klasse dar. Dies hängt damit zusammen, dass sich die Almen größtenteils im Bereich flacher Geländeteile mit tiefgründigen Böden befinden. Insgesamt sind die Anteile der Vulnerabilitätsklassen innerhalb der kaum oder nicht beweidenden Flächen viel ausgeglichener als bei den stark beweideten Weiden. Es muss jedoch darauf hingewiesen, dass bedeutende Teile dieser zweiten Kategorie nicht beweidet werden (Zeckerleiten).

Bei den letzten vier Abbildungen steht das Karstwasser im Mittelpunkt der Risikobewertungen. Bei den ersten zwei Abbildungen geht der potentielle Schadstoffeintrag von den Menschen aus. Wie bei den Risikobewertungen des Themas Boden wurde bei der Ausscheidung der Risikoklassen zuerst die mehr oder weniger unerreichbaren Fläche (Gefährdung: Gering) zur Risikoklasse 5 (30.5 %) ausgewiesen. Es ist anzunehmen, dass auf diesen Flächen kein Schadstoffeintrag durch den Menschen erfolgen kann. Die restlichen Risikoklassen wurden so gebildet, dass die Flächen der einzelnen Vulnerabilitätsklassen unabhängig von der Gefährdungsbewertung (leicht bzw. beschwerlich erreichbar) zusammengefasst wurden. Diese Vereinfachung musste deshalb vorgenommen werden, weil bei zu vielen Klassen die Übersichtlichkeit der Abbildung nicht gegeben gewesen wäre. Da die leicht und beschwerlich erreichbaren Flächen der Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 flächenmäßig zu gering waren, wurden sie zur einen Risikoklasse (Risikoklasse 1) zusammengeschlossen. Diese Fläche umfasst trotz der Kombination von 4 potentiellen Risikoklassen nur 2.3 % der bewerteten Fläche. Die größte Teilfläche dieser Klasse befindet sich im Bereich des Rotgsols. Die Klasse mit dem größten Flächenanteil ist mit 34 % die dritte Risikoklasse und sie korreliert größtenteils mit den Flächen des Hauptdolomits (Reichraminger Hintergebirge, Zöbelboden). Es handelt sich dabei um die leicht und beschwerlich erreichbaren Flächen der vierten Vulnerabilitätsklasse. Eine typische Region dieser Klasse ist das Quellgebiet der Krummen Steyr. Die Risikoklassen 2 (16.2 %) und 4 (17 %) weisen etwa den gleichen Flächenanteil auf. Die Risikoklasse 2 zeigt im Wesentlichen die Flächen der Böden mit geringem Braunlehmeinfluss, die erstens leicht oder beschwerlich erreichbar sind und zweitens gründige Böden und eine voll entwickelte Vegetation aufweisen. Die zwei größten zusammenhängenden Teilflächen dieser Klasse befinden sich im Bereich Mayralm – Weitgruben – Giereralm und Gsoll – Kogleralm. Die Fläche der Risikoklasse 4 beschränkt sich vor allem auf die Region der Ebenforst – Synklinale. Da diese Synklinale unter anderem durch tonreiche Gesteinsarten geprägt ist, befinden sich dort auch die gründigsten Böden und die ertragreichsten Wälder des Nationalparks. Die Kombination dieser Merkmale führt dazu, dass das Risiko für das Karstwasser im Falle eines Schadstoffeintrags

deutlich sinkt. Die größte Teilfläche dieser Klasse befindet sich im Bereich Weißwasser – Vordere Saigerin – Breitenberg.

Mit der Abbildung 132 werden die kritischen Zonen bestimmten Wegabschnitten zugeordnet, wobei bei dieser Risikobewertung alle Infrastruktureinrichtungen berücksichtigt wurden. Die 3 Gefährdungsklassen wurden als primäres Kriterium bei der Ausscheidung gewählt, weil die Wahrscheinlichkeit eines Schadstoffeintrages im Bereich der touristischen Infrastruktureinrichtungen und der markierten Wege entlang der Forststraßen deutlich größer ist, als entlang der unmarkierten Wege. Innerhalb dieser Pufferflächen wurden im zweiten Schritt die Flächen bestimmter Vulnerabilitätsklassen, die die gleiche Gefährdungsbewertung aufwiesen, zur Gewährleistung der Übersichtlichkeit der Abbildung zusammengeschlossen. Die ersten drei Klassen beziehen sich auf die Pufferflächen der touristischen Infrastruktureinrichtungen und der markierten Wege entlang der Forststraßen. Innerhalb dieser Flächen konzentrieren sich die kritischsten Zonen (Risikoklasse 1) auf die markierten Wege in den höheren Lagen des Sengengebirgszuges. Insgesamt ist diese Klasse mit 4.3 % der Fläche nicht sehr groß. Die zweite Klasse ist flächenmäßig mit 10.2 % die drittstärkste Klasse der 5 Risikoklassen. Sie basiert auf den Flächen der Vulnerabilitätsklasse 3 und befindet sich wie die erste Klasse innerhalb der Flächen mit karbonatischem Untergrund. Im Gegensatz zur ersten Klasse ist jedoch der Boden gründiger und die Vegetation weiter entwickelt. Deshalb konzentrieren sich die Teilflächen dieser Klasse vor allem auf die Südseite des Sengengebirges. Die mit Abstand größte Klasse ist mit 58.6 % der bewertenden Fläche die Risikoklasse 3. Die Flächen dieser Klasse liegen größtenteils außerhalb der Flächen mit karbonatischem Untergrund (Zöbelboden, Quellgebiet der Krumpfen Steyring, Bereich Bodinggraben). Die Flächen mit dem geringsten Risiko, die durch die Risikoklassen 4 und 5 repräsentiert werden, konzentrieren sich entlang der unmarkierten Wege. Da diese Wege kaum benutzt werden sind diese beiden Klassen eigentlich zu vernachlässigen. Dies gilt vor allem für die Risikoklasse 5, die mit 23.2 % der bewertenden Fläche die flächenmäßig zweitgrößte Klasse darstellt. Die naturräumlichen Voraussetzungen dieser Standorte (Vulnerabilitätsklassen 3, 4 und 5) sind schon sehr gut um das Karstwasser vor möglichen Schadstoffeinträgen zu schützen. Die Flächen dieser Klasse liegen im Bereich der Mayralm, der Feichtau, dem Spring und in der Region Trämpl – Alpstein. Die Risikoklasse 4 kann mit 3.6 % der bewertenden Fläche eigentlich vernachlässigt werden. Die größte zusammenhängende Fläche befindet sich entlang des Weges, der sich vom Eisboden über den Mayrwipfl zur Gamsplan zieht.

Die dritte Abbildung (Abbildung 133) beschäftigt sich mit dem Schadstoffeintrag durch das Weidevieh. Da dieser Eintrag nicht kontrolliert werden kann, ist das Wasser vieler Quellen durch Koli – Bakterien kontaminiert (ANGERER, GÄRTNER, HASEKE, 1996). Der Vorteil ist, dass die Weidewirtschaft innerhalb des Nationalparks aufgrund der Verkarstungsgefahr nur auf Flächen mit gründigen und fruchtbaren Böden nachhaltig betrieben werden kann und sich deshalb die Weideflächen der Bewahrungszone zum größten Teil auf diesen Flächen befinden. Aus diesem Grund sind nur 3.3 % der Fläche der Vulnerabilitätsklassen 1 und 2, die über

Flächen mit karbonatischem Untergrund liegen, von diesem Problem betroffen. Von dieser Fläche sind jedoch 71.3 % stark beweidet (Risikoklasse 1). Diese Flächen befinden sich vor allem innerhalb der Feichtau (Rotgsol). Auch die Flächen der Risikoklasse 2, die auf der Vulnerabilitätsklasse 3 aufbauen, konzentrieren sich innerhalb dieser Bewahrungszone (Langfirst). Insgesamt sind 11.2 % der Fläche der Vulnerabilitätsklasse 3 (Risikoklassen 2 und 5) beweidet. Im Gegensatz zu den Risikoklassen 1 und 4 sind jedoch „nur“ 22.5 % dieser Fläche stark beweidet. Der weitaus größte Teil innerhalb der beiden Typen von Bewahrungszone wird jedoch von den Risikoklassen 3 (65.7 %) und 6 (55.9 %) eingenommen. Insgesamt sind 7.4 % der Vulnerabilitätsklassen 4 und 5 von der Beweidung betroffen, wobei der größere Anteil dieser Fläche (62.4 %) schwach oder gar nicht beweidet wird. Die hohen Anteile der Risikoklassen 3 und 6 sind zwar begrüßenswert, da die naturräumlichen Voraussetzungen dieser Flächen so gut sind, dass sie einen guten Schutz des Karstwassers gegen einen möglichen Schadstoffeintrag darstellen. Trotzdem ändern das nichts an der Tatsache, dass viele Quellen mit Koli – Bakterien kontaminiert sind (ANGERER, GÄRTNER, HASEKE, 1996). Dies hat wahrscheinlich damit zu tun, dass die meisten Gewässer, die die Flächen der Bewahrungszone entwässern, außerhalb dieser Zonen wieder auf karbonatisches Gestein (Ponorsysteme an Schichtgrenzen) stoßen.

Neben den Kühen tragen jedoch auch die wildlebenden Tierarten zur Verunreinigung des Karstwassers bei. Dies trifft vor allem auf das Rotwild zu, welches aufgrund der finanziellen Einträglichkeit der Jagd, vor der Gründung des Nationalparks gefördert wurde und deshalb in bestimmten Regionen des Nationalparks sehr große Dichten erreicht. Vor allem innerhalb der Wintereinstände kommt es in den Wintermonaten zu einer starken Konzentration des Rotwildes und somit auch zu einer großen Menge an Losung. In den Sommereinständen ist die Rotwildichte vermutlich nicht so groß, weil sich ein nicht unbedeutender Teil des Rotwildes auch außerhalb dieser Einstände aufhält. Auf das Problem des Schadstoffeintrages wird in Abbildung 134 eingegangen. Die Risikoklasse 1 zeigt alle Flächen der Vulnerabilitätsklassen 1 und 2, wobei kein Unterschied gemacht wurde, ob es sich um einen Sommer- oder einen Wintereinstand handelt. Diese 4 potentiellen Risikoklassen wurden deshalb zusammengelegt, weil die Fläche jeder einzelnen Klasse zu klein gewesen wäre, um eine eigene Klasse zu bilden. Auch nach dieser Zusammenlegung umfasst diese Klasse nur 6.5 % der Fläche der Einstände. Die größte Teilfläche befindet sich in der Nähe des Schillerecks. Die Klassen zwei bis sieben zeigen die Flächen der restlichen Vulnerabilitätsklassen, aufgeschlüsselt nach Sommer- oder Wintereinständen. Die flächenmäßig größte Klasse ist mit 22.6 % die Risikoklasse 3. Sie zeigt die Flächen der Vulnerabilitätsklasse 3, die innerhalb der Sommereinstände liegen. Diese Flächen befinden sich beim Schillereck, bei der Giereralm, dem Eisboden und dem Langmoos. Dahinter folgt mit 19.2 % die Risikoklasse 4. Die Flächen dieser Klasse liegen um die Fütterungen Wällerrhütte, Krahlalm und Blumaueralm. Die restlichen Flächen sind im etwa gleich groß. Kritisch zu bewerten sind vor allem die Risikoklassen 1 und 2, da sich die Wintereinstände dieser beiden Klassen in erster Linie über karbonatischem

Gestein befinden. Zudem sind die Schadstoffeinträge innerhalb der Wintereinstände um vieles größer als jene in den Sommereinständen. Die Risikoklasse 2 ist mit 16.6 % die drittgrößte Klasse und ihre Flächen liegen um die Fütterung Spanriegl und im Bereich der Peterbaueralm.

8 Zusammenfassung

Das vorliegende Projekt „Risikokarten als Planungsgrundlage für Flächenbewirtschaftung und Tourismuslenkung im Nationalpark OÖ Kalkalpen“ wurde von der Nationalpark OÖ Kalkalpen GmbH mit dem Ziel in Auftrag gegeben, die Daten, die seit der Gründung des Nationalparks im Zuge einer Vielzahl von Projekten erhoben worden waren, zu Risikokarten für schützenswerte Flora- und Faunaelemente, für den Boden und für die Oberflächengewässer (Feuchtbiotope) beziehungsweise das Karstwasser zu verarbeiten.

Mit Hilfe der oben erwähnten Risikokarten sollten einerseits die Zonen ermittelt werden, auf denen es zu Konflikten (Risikozonen) kommen kann und andererseits innerhalb dieser Flächen Zonen mit unterschiedlicher Intensität der Auswirkungen (Risikoklassen) ausgeschieden werden. Das Risiko ergab sich dabei aus der Kombination der Kategorien der Vulnerabilität (Verletzbarkeit, Sensibilität) eines Untersuchungsobjektes und den Kategorien der Gefahren, die von unterschiedlichen Verursachern ausgehen. Aus diesem Grund mußten zuerst die Kategorien der Vulnerabilität für die oben genannten Themen und anschließend die verschiedenen Kategorien der Gefahren bewertet werden. Die methodische Basis bildete dabei das Projekt „Georisikokarte Vorarlberg“ (VARNES, EINSTEIN, VAN WESTEN zit. nach KASSEBEER, 2002).

Da für die Vulnerabilitätsbewertung des Bodens und der Vegetation keine flächendeckenden Darstellungen der potentiell natürlichen Vegetation und der Bodentypen beziehungsweise deren Bodeneigenschaften vorlagen, stellte sich das Problem, vorhandene Daten zu diesen Themen, die im Zuge einer Naturrauminventur an einem 300 m Raster innerhalb kreisförmiger Inventurpunkte (10 m Radius) erhoben wurden, in die Fläche zu transformieren. Dazu wurden zuerst mit statistischen Modellen (lineare und logistische Regression) die Zusammenhänge zwischen den oben genannten Themen und den Standortmerkmalen, die als flächenhafte Information (Digitales Höhenmodell, Geologie, Geomorphologie) vorlagen, untersucht. Da diese Methoden zufriedenstellende Ergebnisse lieferten, erfolgte die Umsetzung dieser Modelle in die Fläche im GIS (Geographische Informationssysteme) mit Hilfe der zuvor genannten Standortmerkmale.

Die größte Schwachstelle der Modelle und somit auch der Risikokarten ergab sich aus der teilweise unzureichenden Qualität der Daten. Diese ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass sich die „stabilen“ Standortmerkmale wie Geologie, Neigung und Exposition in der Natur über kurze Distanzen ändern können und sich somit ein kleinräumiges Mosaik aus Bodentypen und Vegetationsgesellschaften entwickelt hat. Deshalb ist es sehr schwer, die nötige Kleinräumigkeit und Lagerichtigkeit der Daten für eine qualitativ gute Modellierung bereitzustellen. Im vorliegenden Projekt wirkte sich dieses Problem dahingehend aus, dass die erstellten Modelle die Zusammenhänge zwischen den Standortmerkmalen und den abhängigen Variablen (Bodentypen, der effektiven Gründigkeit und den potentiell natürlichen Vegetationsgesellschaften) ganz gut wiedergeben. Der Rückschluss von den Eigenschaften der

Gridzellen auf die Verhältnisse in der Natur sollte aber nicht ohne weiteres durchgeführt werden. Das heißt, dass sich die Karten zwar gut eignen, um bei planerischen Fragen den Mitarbeitern anderer Fachrichtungen die naturräumlichen Zusammenhänge und die möglichen Folgen von geplanten Projekten darzulegen. Es ist auf Grundlage der Karten auch möglich, vorstratifizierte Standortentscheidungen durchzuführen. Für konkrete Standortentscheidungen müssten jedoch genauere Geländebegehungen durchgeführt werden. Die Konsequenz aus diesem Problem kann deshalb nur lauten, dass die Datengrundlagen der Karten vor ihrem praktischen Einsatz noch einmal geprüft werden. Auf Basis dieser Prüfung sollte die Frage beantwortet werden können, ob die Genauigkeit der Daten ausreicht, die anstehenden Fragen mit der richtigen Qualität zu lösen.

Aus der Auswertung der Risikobewertungen ergab sich, dass sich die problematischen Zonen auf räumlich scharf abgegrenzte Regionen des Nationalparks konzentrieren. Diese Tatsache ist aus folgendem Grund verwunderlich, weil eigentlich große Teile des Nationalparks eine hohe Vulnerabilität im Bezug auf die definierten Gefahren aufweisen. Da sich die menschlichen Aktivitäten (Weidewirtschaft, Tourismus) aber nur auf ganz bestimmte Regionen innerhalb des Nationalparks beschränken, sind im Verhältnis zur Gesamtgröße der Nationalparks nur geringe negative Auswirkungen zu erwarten. Beispiele für diese potentiellen Konfliktzonen sind aufgrund des hohen Weidedrucks und ihrer Attraktivität als Ausflugsziel die größeren Almen (Feichtau-, Ebenforst- und Puglalm). Weiters die Routen der beliebtesten Schitouren (Hoher Nock, Schwarzkogel, Mayrwipfel) und der Wanderwege (Hohe Nock, Größtenberg, Schwarzkogel).

9 Literaturverzeichnis

AICHINGER E. (1933): Vegetationskunde der Karawanken. Gustav Fischer Verlag, Jena.

ANGERER S., GÄRTNER A., HASEKE H. (1996): Atlas der Hydrologie Maßstab 1:20.000 – 1. Verordnungsabschnitt. Eigenverlag des Vereins Nationalpark Kalkalpen, Molln.

ASCHENBRENNER (1985): Raufußhühner – Lebensweise, Zucht, Krankheiten, Ausbürgerung. Verlag M. & H. Schapner, Hannover, 158 S.

AUSTIN M. P., MEYERS J. A. (1996): Current approaches to modelling niche of eucalypts: implication for management of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 85; 95 – 106.

BACKHAUS K., ERICHSON B., PLINKE W., WEIBER R. (2003): Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer – Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 661 S.

BAHRENBERG G., GIESE E., NIPPER J. (1992): Statistische Methoden in der Geographie. Verlag B. G. Teubner, Stuttgart. 415 S.

BARTSCH J., BARTSCH M. (1940): Vegetationskunde des Schwarzwaldes. Gustav Fischer Verlag, Jena.

BAUER F. (1953): Zur Verkarstung des Sengsengebirges in Oberösterreich. *Mitteilungen der Höhlenkommission beim Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft* Jg. 1952.

BAUMANN M., STRUCH M. (2002): Waldgamsen. in REDDEMANN J. (Editor): *Gamswild in den Alpen*. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e. V. Band 9, Feldkirchen. 111 S.

BEGER H. K. E. (1922): Assoziationsstudien in der Waldstufe des Schanfiggs. *Jahresber. Naturforsch. Ges. Graubündens, Chur*, 61, I. Beil.: 1 – 147.

BILL R. (1999): *Grundlage der Geo-Informationssysteme Band 1*. Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg. 475 S.

BILL R. (1999): *Grundlage der Geo-Informationssysteme Band 2*. Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg. 475 S.

BRAUN – BLANQUET J., SISSINGH G., VLIEGER J. (1939): Klasse der Vaccinio – Piceetea. (Nadelholz- und Vaccinienheiden – Verbände der eurosibirisch – nordamerikanischen Region). Mari – Lavit. Montpellier.

BRONNER G. (1996\1997): Digitalisierung der Daten der Luftbildinterpretation der Farbinfrarotluftbilder für den Nationalpark Kalkalpen (Flug 1994). NPK – GIS. Unveröffentlichter Bericht.

BRZEZIECKI B., KIENAST F., WILDI O. (1993): A simulated map of the potential natural forest vegetation of Switzerland. Journal of Vegetation Science 4: 499 – 508.

BÜTZLER W. (2001): Rotwild: Biologie, Verhalten, Umwelt, Hege. BLV Verlagsgesellschaft mbH München, Wien Zürich. 263 S.

CARTER D (1992): Tag- und Nachtfalter. Dorling Kindersley Limited, London. 304 S.

DAMANET O.: Add XY to table (2004 – 10 – 20). Online im Internet: URL: <http://arcscripts.esri.com/>

DE LANGE N. (2002): Geoinformatik in Theorie und Praxis. Springer – Verlag Berlin, Heidelberg. 438 S.

DELAUNEY B. (1934): Sur la spere vide. Bulletin der Akademie der Wissenschaften der UDSSR, Classe Sci. Mat. Nat. 793 – 800 S.

DEUTZ A., GRESSMANN G. (2001): Gams- und Steinwild – Biologie, Krankheiten, Jagdpraxis. Verlag Leopold Stocker, Graz. 159 S.

DIRNBÖCK T., DULLINGER S., GOTTFRIED M., GINZLER C., GRABHERR G. (2003): Mapping alpine vegetation based on image analysis, topographic variables and Canonical Correspondence Analysis. Applied Vegetation Science 6: 85 – 96.

DVOAK M., RANNER A., BERG H.- M., (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs – Ergebnisse der Brutvogelkartierung der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. 525 S.

ECKMÜLLNER O., ERBER J., KATZENSTEINER K., KOCH G., LANG CH., REIMOSER F. (1996): Naturraum – Stichprobeninventur im Nationalpark Kalkalpen – Auswertung 1996. Unveröffentlichte Studie i. A. des Vereins Nationalpark Kalkalpen.

ECKMÜLLNER O., KATZENSTEINER K., KOCH G., REIMOSER F. (2001): Naturrauminventur Nationalpark Kalkalpen – Inventurschlüssel. Unveröffentlichter Bericht. 52 S.

EINSTEIN H. H. (1997): Landslide risk – Systematic approaches to assessment and management. in CRUDEN, FELL (Editoren): Landslide Risk Assessment. Balkema, Rotterdam. 25 – 51 S.

ELLENBERG H., KLÖTZLI F. (1972): Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. Mitt. Schw. Anst. Forstl Versuchswes., Zürich, 48: 589 – 930.

ERBER J., LEITNER H., REIMOSER F. (2000): Biotopeignung für Rauhfußhühner im Nationalpark O.Ö. Kalkalpen. Unveröffentlichte Studie i. A. der Nationalpark O.Ö. Kalkalpen Ges.m.b.H., 76 S.

ERBER J., LEITNER H., REIMOSER F. (2000): Wildökologische Raumplanung Nationalpark Kalkalpen. Unveröffentlichte Studie i. A. der Nationalpark O.Ö. Kalkalpen Ges.m.b.H., 114 S.

ERBER J. (1997): Beziehung zwischen Standortseigenschaften und Waldwachstum im Nationalpark Kalkalpen. Diplomarbeit. 124 S.

FREYTAG G. E. (2000): Amphibia. in DECKERT ET AL.: Urania Tierreich Fische – Lurche – Kriechtiere. Urania Verlag, Berlin in der Dornier Medienholding GmbH, Berlin. 724 S.

GAUER J. ET AL. (1996): Forstliche Standortsaufnahme. IHW - Verlag & Verlagsbuchhandlung. 352 S.

GÄRTNER A., HASEKE H., SCHRUTKA R., STEINWENDNER N. (1994): Atlas der Geologie Maßstab 1:20.000 – 1. Ordnungsabschnitt. Eigenverlag des Vereins Nationalpark Kalkalpen, Molln.

GÄRTNER A. (1997): Aerotriangulation der IR Falschfarbenluftbilder des Fluges 1994 für das Gebiet des NP Kalkalpen.

GÄRTNER A. (2000): Auswirkungen von Forststraßenrückbauten auf die Beruhigung des Nationalparkgebietes. Unveröffentlichter Arbeitsbericht. S. 11

GESSLER P. E., MOORE I. D., MCKENZIE N. J., RYAN P. J. (1995): Soil-landscape modelling and spatial prediction of soil attributes. International Journal of Geographical Information Systems 4: 421 – 432.

GRABHERR G., KOCH G., KIRCHMEIR H., REITER K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 493 S.

GUISAN A., ZIMMERMANN N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147 – 186 S.

HARFLINGER O., KNEES G. (1999): Klimahandbuch der österreichischen Bodenschätzung. Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Wien. 193 S.

HASEKE H. (1995): Atlas der Geomorphologie Maßstab 1:20.000 – 1. Ordnungsabschnitt. Eigenverlag des Vereins Nationalpark Kalkalpen, Molln.

FU P., RICH P. M. (2000): The Solar Analyst 1.0 User Manual. 53 S.

HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO WIEN (1994): Die Niederschläge, Schneeeverhältnisse und Lufttemperaturen in Österreich im Zeitraum 1981 – 1990. Beiträge zur Hydrographie Österreichs 52.

KASSEBEER W. (2002): GIS-gestützte Gefährdungskartierung einer alpinen Region: Georisikokarte Vorarlberg - Pilotprojekt Bregenzer Wald. Dissertation. 161 S.

KATZENSTEINER K. (2000): Wasser- und Stoffhaushalt von Waldökosystemen in den nördlichen Kalkalpen. *Forstl. Schriftr., Univ. f. Bodenkultur, Wien* 15: 159 S.

KATZENSTEINER K., MITTERBÖCK F. (1998): Implementierung und Bewertung naturräumlicher Grundlagendaten. Unveröffentlichte Studie i. A. der Nationalpark O.Ö. Kalkalpen Ges.m.b.H. 14 S.

KILIAN W. (2002): Schlüssel zur Bestimmung der Böden Österreichs. Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Wien. 95 S.

KOWARIK I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiell natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. *Tuexenia* 7: 53 – 67.

LECHNER J. (1996): Sukzessionsdynamik und Oberflächenverkarstung ausgewählter Almen im Sengengebirge. Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Nationalparks Kalkalpen.

- LENGLACHER F. (2000): Zur Karte Zonierung bei Angeboten des NP. Unveröffentlichte Studie i. A. der Nationalpark O.Ö. Kalkalpen Ges.m.b.H. 3 S.
- LUEGER, J. (1992): Kompilierung der vorhandenen geologischen Informationen über das Nationalparkgebiet. – Geologische Manuskriptkarten Nationalpark 1992. Mit detaillierter Gebietsliteratur. Unveröffentlicht.
- MAUSER ET AL. (1996): Interpretation der Farbinfrarot Luftbilder für den Nationalpark Kalkalpen (Flug 1994). NPK – GIS. Unveröffentlichter Bereich.
- MAYER H. (1967): Das Fichten – Naturwaldreservat Rauterriegl am Eisenhut bei Turrach. Centralbl. Gesamt. Forstwes., Wien 84: 279 – 307.
- MAYER H. (1974): Wälder des Ostalpenraumes. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 344 S.
- MOOR M. (1952): Die Fagion – Gesellschaften im Schweizer Jura. Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz, 31: 1 – 201.
- MOOR M. (1970): Adenostylo – Fagetum, Höhenvikariant des Linden – Buchenwaldes. Bauhinia, Basel, 4: 161 – 185.
- MORTON F. (1927): Beiträge zur Soziologie ostalpiner Wälder. Bot. Arch., 19: 361 – 379.
- MUCINA L., GRABHERR G., WALLNÖFER S. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs Teil III Wälder und Gebüsche. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart. 353 S.
- MÜLLER F. (1977): Die Waldgesellschaften und Standorte des Sengsengebirges und der Mollner Voralpen (Oberösterreich). Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, Österreichischer Agrarverlag. 242 S.
- PAREY P. (1977): Die Waldhühner. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 148 S.
- PREY S. (1974): Erläuterungen zum Geologischen Lehrpfad Windischgarsten. Verlag Kurfonds Windischgarsten. 72 S. + Karte
- REHFUSS K. E. (1990): Waldböden – Entwicklung, Eigenschaften und Nutzungen. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 293 S.
- REICHHOLF – RIEHM H. (2000): Schmetterlinge. Mosaik Verlag GmbH, München. 287 S.

REIMOSER F. (2002): Das „Waldgamsproblem“ in REDDEMANN J. (Editor): Gamswild in den Alpen. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e. V. Band 9, Feldkirchen. 111 S.

RUSHTON S. P., ORMEROD S. J., KERBY G. (2004): New paradigms for modelling species distribution? *Journal of Applied Ecology* 41: 193 – 200 S.

SCHEFFER F., SCHACHTSCHABEL P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 494 S.

TARBOTON D. G. (1997): A New Method for the Determination of Flow Directions and Contributing Areas in Grid Digital Elevation Models. *Water Resources Research* 33 (2): 309 – 319.

TOLLMANN A. (1976): Der Bau der nördlichen Kalkalpen. Deuticke, Wien.

TÜXEN R. (1956): Die heutige potentiell natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie* 3: 5 – 43.

VARNES D. J. (1984): Landslide hazard zonation: a review of principles and practice. UNESCO, Natural Hazards. 61 ff S.

VAN WESTEN K. (1996): Stability Analyses of the Goldberg rock – slide (Mellau, Vorarlberg, Austria). Bijvakschriftje Ingenieurs Geologie, Univeriteit Amsterdam, Amsterdam. 80 S.

WAGENKNECHT E. (1996): Der Rothirsch. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 156 S.

ZÖTTL H. (1951): Die Vegetationsentwicklung auf Felsschutt in der alpinen und subalpinen Stufe des Wettersteingebirges. *Jahrb. Ver. Schutze Alpenpfl. u. –Tiere*, München, 16: 10 – 74.

ZUKRIGL K. (1973): Montane und subalpine Waldgesellschaften am Alpenostrand. *Mitt. Forstl. Bund.-Versuchsanst. Wien*, 101: 387.

10 Anhang

10.1 Anhang A

10.1.1 Rotwild

Grundsätzlich ist das Rotwild in ganz Europa verbreitet. Seine nördlichste Verbreitungsgrenze verläuft von der Nordküste Schottlands durch das südliche Norwegen und Schweden nach Riga in Lettland. Im Osten reicht sie von Riga bis zur Westküste des Schwarzen Meeres, wobei die waldfreien Gebiete der Ukraine frei von Rotwild sind. Die südöstlichsten Vorkommen sind wahrscheinlich in den Ostausläufern des Elbrusgebirges zu finden (WAGENKNECHT, 1996). Innerhalb des dargelegten Verbreitungsgebietes ist der Lebensraum des Rotwildes größtenteils durch den Menschen verändert worden. Durch den Bau von Straßen und Eisenbahnen, durch die Rodung der Wälder und die Bewirtschaftung des Bodens und durch die Ausweitung des Siedlungs- und Industrieraumes wurden die traditionellen und teilweise sehr weiten Wanderungen, die das Rotwild zwischen den Sommer-, Winter- und Brunftgebieten unternahm, zerschnitten. Dadurch wurde das Rotwild gezwungen, in verhältnismäßig kleinen voneinander getrennten Waldgebieten zu leben (WAGENKNECHT, 1996). Eines dieser Gebiete stellen auch die Nördlichen Kalkalpen dar. Die Täler dieser Region sind zwar mehr oder weniger dicht besiedelt, aber dazwischen befinden sich noch weitgehend unbewohnte Wälder, die sich als Lebensraum für das Rotwild eignen. Da das Rotwild wie in vielen Regionen während des Winters auf den Menschen angewiesen ist und gefüttert wird, ist die Rotwilddichte in dieser Region teilweise sogar sehr hoch. Diese Fütterungen, die sich vorwiegend in den Niederungen befinden, und die Bestände um diese Fütterungen sind vor dem Wintereinbruch die Ziele der Rotwildwanderungen. Rudel, die den Winter als Außensteher außerhalb dieser Fütterungen verbringen, sind dagegen sehr selten. Im Frühjahr zieht das Rotwild wieder in höhere Lagen und verteilt sich somit gleichmäßiger in den einzelnen Rotwildräumen der Populationen. Während dieser Zeit lebt das Rotwild nach Geschlechtern getrennt in eigenen Gruppen, wobei der Zusammenhalt der Hirschrudel aufgrund der fehlenden familiären Bindungen viel geringer ist (WAGENKNECHT, 1996). Normalerweise verbringt das Rotwild die meiste Zeit des Tages in bestimmten Beständen und verlässt diese nur zum Äsen. Neben diesen Sommereinständen und den Wintereinständen sind noch die Setzeinstände und die Brunftplätze von Bedeutung. In den Alpen werden die Brunftplätze Anfang Oktober aufgesucht. Diese Plätze zeichnen sich durch eine mehr oder weniger freie Fläche aus und sie überschneiden sich häufig mit den Äsungsplätzen des Kahlwildes. Dort gesellen sich die männlichen Platzhirsche zu einem Kahlwildrudel, folgen diesem während des Tages und verteidigen diese Rudel gegenüber andere Hirsche auch außerhalb des eigentlichen Brunftplatzes. Das heißt, dass der Hirsch

stärker an das Kahlwild als an den Brunftplatz gebunden ist. Der Höhepunkt der Brunft, der von den Ernährungsbedingungen und der Witterung abhängt, wird Mitte Oktober erreicht. Die Tragzeit des Rotwildes beträgt 34 Wochen. Vor dem Setzen zerfallen die Kahlwildrudel, die weiblichen Tiere schlagen ihre vorjährigen Kälber ab und ziehen sich zum Setzen in die Setzeinstände zurück (WAGENKNECHT, 1996).

Die Nahrung des Rotwildes besteht zum größten Teil aus Gräsern und Kräutern in Bodennähe. Die Äsung an Sträuchern und Bäumen spielt je nach Jahreszeit eine mehr oder weniger wichtige Rolle. So werden vor allem in den Wintermonaten auch die Nadeln und die Rinde von Fichten als Nahrung angenommen (BÜTZLER, 2001).

10.1.2 Gamswild

Da das Gamswild sehr anpassungsfähig ist, können die Lebensräume der Gämsen sehr unterschiedlich sein (REIMOSER, 2002). In der Literatur wird deshalb häufig von der Grat- und der Waldgams gesprochen (BAUMANN, STRUCH, 2002). Die so genannte Gratgams hält sich im Sommer über der Waldgrenze auf. Dort bevorzugt sie abwechslungsreiches, stark strukturiertes Gelände, welches alle Expositionen aufweist. Vor allem die schattigen Lagen werden zu dieser Jahreszeit aufgrund der geringeren Temperaturen verstärkt aufgesucht. Der Lebensraum im Winter ist stark witterungsabhängig. Energiesparen ist in dieser Zeit das vorrangige Ziel. Deshalb tendiert das Gamswild in dieser Zeit dazu, sich aufgrund des Klimaschutzes in die Bergwälder der tieferen Lagen zurückzuziehen. Bei schlechter Witterung verharren die Gämsen oft stunden- bis tagelang in diesen Wäldern oder anderen windgeschützten Standorten. Bessert sich die Witterung im Frühjahr, dann ist das Gamswild oft in tiefen Tallagen auf den ersten grünen Wiesen zu beobachten (DEUTZ, GRESSMANN, 2001). Eine Ausnahme bilden die Gämsen, die sich das ganze Jahr unter der Waldgrenze aufhalten. Der Grund für dieses Verhalten kann grundsätzlich darin liegen, dass die Flächen mit „geeigneten“ Lebensräumen über der Waldgrenze zu gering sind. Diese Begründung trifft vor allem in den Waldbergen der Mittelgebirge zu. Daneben gibt es noch Gründe, die auf den Menschen zurückzuführen sind. Dazu gehört die Intensivierung und Ausdehnung der touristischen und jagdlichen Nutzung in den Regionen über der Waldgrenze, die weitgehende „Ausrottung“ von Großraubtieren (Wolf, Bären, Luchs), die einen Vertreibungseffekt auf das Gamswild gehabt haben dürften oder die Schaffung besserer Gamshabitate im Wald (Forststraßenbau mit ausgeprägten Felsböschungen, Schaffung von freien Plätzen durch Kahlschlag). Obwohl sich die Gämsen das ganze Jahr im Wald aufhalten, bevorzugen sie auch im Wald Stellen mit hohem Felsanteil, felsbegleitender Gras- und Krautvegetation und guten Ausblickmöglichkeiten. Deshalb werden konvexe Geländeteile (Kuppen, Rücken, Geländekanten) von diesen Gämsen durch Verbiss häufig „waldfrei“ gehalten (REIMOSER, 2002).

Die Nahrung des Gamswildes besteht sowohl im Winter als auch im Sommer vorwiegend aus Gräsern. Da im Winter das Angebot an Gräsern verhältnismäßig gering ist, steigt in dieser Zeit die Bedeutung der Nadelhölzer und der Zwergsträucher an der Ernährung. Die Stellung dieser beiden Nahrungsgruppen wird im Sommer durch die Kräuter übernommen (DEUTZ, GRESSMANN, 2001).

Das Leben des Gamswildes läuft vorwiegend in Rudeln ab. Normalerweise sind diese Rudel nach dem Geschlecht getrennt. So schließen sich die Geißen mit ihren Jungtieren beziehungsweise den weiblichen Jährlingen, die Bockjährlinge und die jüngeren und mittelalten Böcke zu Verbänden zusammen, die gewöhnlich sehr offen und locker sind. Eine fixe Einheit bildet nur die Geiß mit ihrem Kitz und dem weiblichen Jährling. Ältere Böcke sind oft Einzelgänger. Nur im Winter können sich aufgrund der harten Lebensbedingungen geschlechterübergreifende Rudel bilden (DEUTZ, GRESSMANN, 2001). Die Brunft der Gamsböcke erfolgt im Oktober und November, da die Geißen zwischen Oktober und Mitte Dezember kurz brunftig sind. Nach einer Tragzeit von 180 – 190 Tagen werden ab Mitte Mai die Kitze gesetzt. Die Setzplätze (Felsnischen, Latschen), die abseits des Rudels aufgesucht werden, gewähren meist einen guten Ausblick. Wie bei den Rauhfußhühnern kann anhaltende, nasskalte Witterung zu großen Verlusten unter den Kitzen führen (DEUTZ, GRESSMANN, 2001).

10.1.3 Rauhfußhühner

10.1.3.1 Auerwild

Das Auerhuhn ist ursprünglich ein Taigabewohner (ASCHENBRENNER, 1985) und gehört deshalb zum paläarktischen Faunenelement. In Europa besiedelt es die Nadelwaldzone Eurasiens ostwärts bis in das Gebiet des Baikalsees. Zudem gibt es isolierte Vorkommen in Schottland, im Norden der Iberischen Halbinsel und im Mittel- und Hochgebirge Mitteleuropas (DVORAK, RANNER, BERG, 1993).

Als Lebensraum werden im Mittel- und Hochgebirge Mitteleuropas Nadel- und Mischwälder angenommen, die eine hohen Altholzanteil (mind. 30 %) aufweisen. Innerhalb dieser Wälder steigt die Eignung eines Biotops mit einem geringem Bestockungs-, einem ausgewogenen Mischungsgrad verschiedener Baumarten und seiner Gliederung in verschiedene Alterklassen (PAREY, 1977). Der geringe Bestockungsgrad ist deshalb entscheidend, weil eine dichte Kraut- und Strauchschicht mit Heidelbeere, Preiselbeere und Heidekraut, die sich nur bei ausreichender Lichtstellung des Baumbestandes bildet, sowohl als Feindschutz als auch für die Nahrungsaufnahme unentbehrlich ist (LINDNER in PAREY, 1977). Die Gliederung in einzelne Altersklassen bezieht sich vor allem auf die Anwesenheit von Lichtungen, Windwürfen und Verjüngungsflächen und somit auf die Anzahl der Randlinien (DVORAK, RANNER, BERG, 1993). Die angeführten Habitatseigenschaften stellen sich vor allem in extensiv bewirtschafteten Waldungen ein (Waldweidewälder). Dagegen wirken sich die Vermehrung der

Monokulturen und die Mechanisierung der Forstwirtschaft negativ auf die Bestände des Auerwildes aus (PAREY, 1977).

Die Nahrung, die schon kurz angesprochen wurde, hängt stark von der Saison abhängig. Im Sommer dominieren neben verschiedenen Insektenarten die Samen, Blätter, Halme und Beeren zahlreicher Pflanzenarten. Im Winter ernährt sich das Auerwild dagegen vorwiegend von Koniferennadeln (ASCHEBRENNER, 1985). Diese Zeit verbringt das Auerwild einzeln oder in kleinen Gruppen größtenteils auf Bäumen. Je nach Witterung beginnt um Mitte März die Balz, die bis in die zweite Maihälfte dauert. Da die Balz sowohl auf Bäumen als auch am Boden abläuft, müssen die Balzplätze weitkronige, alte Bäume und Lichtungen aufweisen. Nach der Kopula werden die Nester an einem Baum oder Felsen mit Sicht hangabwärts angelegt. Die 7 – 8 Eier werden im Abstand von 26 – 48 Stunden gelegt und 26 Tage bebrütet. Nach dem Schlüpfen bleiben die Kücken noch einen Tag unter der Mutter, ehe sie das Nest alleine verlassen und der Mutter folgen. Entscheidend für die gute Aufzucht der Jungtiere ist eine trockene und warme Witterung in den ersten drei Wochen nach der Witterung (ASCHEBRENNER, 1985).

10.1.3.2 Birkwild

Wie das Auerhuhn gehört das Birkwild zu den paläarktischen Faunenelemente. Sein Areal umfasst in Europa die boreale Nadelwaldzone, die Waldtundra Eurasiens und die südlicher gelegenen Gebirgszonen Europas und Zentralasiens (DVORAK, RANNER, BERG, 1993). In den Gebirgszonen Europas bevorzugt diese Raufußhuhnart die halboffenen Regionen der Baum-, der Waldgrenze und der Waldweidewälder, die durch einen lockeren Baumbestand und eine dichte Kraut- und Zwergstrauchschicht geprägt sind. Als Nahrungs- und Ruheplätze dienen Laub- (Birke, Weide, Eberesche) und Nadelbäume (Lärche, Kiefer, Fichte) (ASCHEBRENNER, 1985).

Die Nahrung hängt wie beim Auerwild in erster Linie vom saisonalen Angebot ab. Im Frühjahr bilden Blattknospen von Zwergsträuchern und Laubbäumen (Birke, Weide, Erle, Vogelbeere) sowie Lärchennadeln die Nahrungsgrundlage. Nach der Schneeschmelze besteht die Nahrung aus Äsungspflanzen der Bodenvegetation (Seggen, Sauerampfer, Klee, Scheidiges Wollgras, Löwenzahn). Dazu kommen im Laufe des Jahres die reifen Beeren der Zwergsträucher (Heidel-, Rausch-, Preisel-, Moos-, Krähenbeere, Wacholder) (ASCHEBRENNER, 1985).

Im Winter schließen sich die Birkhühner meist zu größeren Gruppen zusammen. Im Frühjahr suchen die Hähne die traditionellen Balzplätze auf, die durch ihre Kuppenlage, Offenheit und niedrige Vegetation (unter 10 cm) geprägt sind (ASCHEBRENNER, 1985). Nach der Paarung versteckt die Henne das Nest in Zwergstrauchflächen, Kahlschlägen und gemischten Nadelwäldern.

10.1.3.3 Haselhuhn

Das Haselhuhn gehört zu den sibirischen Faunenelemente. Im Gegensatz zu Eurasien, wo das Haselhuhn große Teile der nördlichen Nadelwaldzone bewohnt, bilden in Ostasien und Europa

auch reine Laubwaldgebiete den Lebensraum dieser Raufußhuhnart. In Mitteleuropa bilden die Alpen den Hauptverbreitungsschwerpunkt. Wie die anderen drei Raufußhuhnarten verbleiben die Haselhühner das ganze Jahr in ihren Wohngebieten (DVORAK, RANNER, BERG, 1993).

Diese Lebensräume können sich in sehr unterschiedlichen Lagen befinden. Wichtig ist jedoch ein abwechslungsreiches Waldbild, das erstens einen großen Anteil an Laubbäumen aufweist, sich zweitens aus verschiedenen Altersklassen und Arten aufbaut und drittens reich an Unterholz (Haselsträucher, Holunder), Hochstauden (Himbeere, Brombeere) und Zwergsträuchern ist. Diese Habitatmerkmale zeigen sich größtenteils in naturnahen Wäldern, in denen Lawinenabgänge, Schneebrüche, Sturmwürfe und Schädlinge auf kleinster Fläche verschiedene Sukzessionsstadien entstehen lassen (PAREY, 1977) Im Sommer hält sich das Haselhuhn in dichten Unterholz auf. Im Herbst und Winter bevorzugt das Haselhuhn vor allem junge Fichtenbestände.

Die Nahrung ist wie bei den anderen Raufußhühnern saisonal sehr unterschiedlich. Da sich die Haselhühner im Winter nicht ausschließlich von Nadeln ernähren können, spielen in dieser Jahreszeit die Knospen, Kätzchen und Triebe von Birke, Erle, Aspe, Weide und Vogelbeere eine entscheidende Rolle. In der schneefreien Zeit werden vor allem frische Blätter, Samen und die Beeren der Vaccinien – Arten und der Vogelbeere bevorzugt (ASCHENBRENNER, 1985).

Die Festlegung des Reviers erfolgt im Herbst und im Frühjahr. Mit „Spissen“, Flattersprüngen und kurzen Schwirflügen behauptet der Hahn sein Revier. Aufgrund der überwiegend dichten Vegetation der Haselhuhnhabitate spielen akustische Signale bei der Balz eine viel größere Rolle als bei den anderen drei Raufußhühnern. Nach der Kopula legt die Henne in guter Deckung (Baumstamm, Windwurf, Reisighaufen) ein Nest an, wobei ihr der Hahn schon während der Balz geeignete Nistplätze zeigt. Während der Legezeit ist der Kontakt zwischen den Partnern noch sehr groß. Nach dem Schlüpfen führt die Henne die Kücken alleine, bis sich Ende August das Gesperre auflöst (ASCHENBRENNER, 1985).

10.1.3.4 Alpenschneehuhn

Das Alpenschneehuhn bewohnt von den 4 Raufußhuhnarten den extremsten Lebensraum. Sein Areal erstreckt sich durch die gesamte Holarktis und lückenhaft in der Tundren- und der borealen Zone. In den Gebirgszügen der Alpen und der Pyrenäen bilden die Populationen Relikte aus der Eiszeit (DVORAK, RANNER, BERG, 1993). Dort bewohnen sie mit Ausnahme der Latschenflächen die vegetationsarmen Geröllhalden, die alpinen Grasfluren und Zwergstrauchheiden über der Baumgrenze. Manchmal sind sie auch in der Region der Gletscher zu finden (ASCHENBRENNER, 1985). Wichtige Habitatelemente stellen Formen des Kleinreliefs (Mulden, Schneetälchen, Kuppen, Hänge, Felsblöcke) dar, die einerseits gute Nist-, Deckungs- und Aussichtsmöglichkeiten aufweisen und andererseits aufgrund des kleinräumigen Wechsels zwischen sonnigen, trockenen und schattigen, feuchten

Kleinstandorten die Grundlage für eine vielfältige Pflanzendecke darstellen (DVORAK, RANNER, BERG, 1993).

Die Nahrung des Schneehuhns besteht neben den Beeren und Blättern der Vaccinium – Arten, aus Seggen (Samen), Alpenrosen, Birken (Knospen, Blüte) und der Besenheide (ASCHEBRENNER, 1985). Da das Schneehuhn auch im Winter nicht auf Baumäsung umsteigt, ist es in dieser Zeit auf rasch ausapernde Hänge und windexponierte Kanten und Kuppen angewiesen.

Die Balz, die wie bei den anderen Rauhußhühnern im Frühjahr stattfindet, wird von den Hähnen meist von einer Bodenerhebung durchgeführt. An der Eiablage, Brutzeit und der Jugendentwicklung der Küken zeigt sich, dass sich die Alpenschneehühner an die extremen klimatischen Verhältnisse ihres Lebensraumes angepasst haben. So werden die Eier nach deren Legung sorgfältig zugedeckt, um sie vor zu starker Abkühlung zu schützen. Und die Brutzeit (21 Tage) sowie die Jugendentwicklung (2 Monate) ist die kürzeste aller Rauhußhühner. Die Kücken werden von der Henne alleine aufgezogen. Der Hahn stößt erst wieder zu der Gruppe, wenn die Jungen flügge sind (ASCHEBRENNER, 1985).

10.1.4 Amphibien

Nach FREYTAG (2000)

Alle Vertreter der Lurche, die heute noch existieren, sind das Ergebnis einer Entwicklung, die seit 400 Millionen Jahren abläuft. Heute gibt es noch 3 Amphibien – Ordnungen. Die Schwanzlurche, zu denen die Salamander und Molche gehören, sind erkennbar durch einen abgeplatteten oder drehrunden Schwanz. Dieser Schwanz kann bei den Arten, die nur im Wasser leben, länger als der Körper sein. Die Beine sind verhältnismäßig kurz, meist gleichlang und oft recht plump. Der Leib mehr oder weniger langgestreckt und walzenförmig, der Kopf ist verhältnismäßig groß und flach, die Schnauze leicht gerundet und vom Hals deutlich abgesetzt. Normalerweise erreichen sie eine Länge zwischen 5 und 15 cm. Die Haut ist weich, nachgiebig und ohne Schuppen, gewöhnlich ist sie feucht, sehr drüsenreich, glatt, körnig oder warzig. Zu dieser Ordnung werden weltweit etwa 400 Arten gezählt.

Die zweite Ordnung umfasst die Schwanzlosen Lurche oder Froschlurche mit etwa 3500 Arten. Zu dieser Ordnung gehören die Frösche, die Kröten und die Unken. Die Froschlurche, die überwiegend im Wasser leben, haben meistens ein schlanken, gestreckten Körper, einen länglichen Schädel und eine spitz zulaufende Schnauze, sowie sehr lange Hinterbeine. Das ist der optimale Körper für eine springende und schwimmende Fortbewegung. Die Froschlurche, die an Land oder als Wühler leben, haben einen kürzeren, abgeflachten Körper und sehr kurze Beine. Die Bauchhaut ist locker und kann eng an jede Oberfläche angedrückt werden.

Die letzte Ordnung umfasst die Beinlosen Amphibien, wie zum Beispiel die Blindwühlen. Blindwühlen sind gliedmaßenlose, schlangenähnliche Amphibien ohne Schwanz. Sie sehen wie ein Wurm aus. Die Gesamtlängen liegen zwischen 7 cm und bis zu 1.5 m. Die Augen sind

verkümmert und von Haut überzogen. Der Körper ist durch Ringfalten in einzelne Abschnitte unterteilt. Viele Arten sind einfarbig blaugrau, einige mit helleren Seiten- oder Segmentstreifen, einige mit Tupfenmuster. Der Kopf ist heller, rosa oder hellblau.

Die Schwanzlurche bevorzugen feuchte Lebensräume der nördlichen Halbkugel wie das schattige, feuchte Unterholz des Waldes oder die Steinen eines Bachrandes. Nur in Amerika sind sie bis in das nördliche Südamerika verbreitet. Ihr optimaler Temperaturbereich liegt zwischen 10 und 20 °.

Die Froschlurche leben auf allen Kontinenten außer der Antarktis. Innerhalb dieser Kontinente werden fast alle Lebensräume von ihnen bevölkert. Nur die Polarregionen und die sehr trockenen Wüsten werden gemieden.

Alle ausgereiften Amphibien sind Fleischfresser und ernähren sich von Insekten und anderen kleinen Wirbellosen (Schnecken, Würmer).

10.1.5 Schmetterling

Tag- und Nachtfalter werden unter dem wissenschaftlichen Namen Lepidoptera (Schuppenflügler) zusammengefasst. Der Grund für diese Bezeichnung sind die winzigen, schindelartig überlappenden Schuppen, die die beiden Flügelpaare bedecken. Die Farben dieser Schuppen und somit die Zeichnung der Flügel sind das herausragende Merkmal der Schmetterlinge. Sie entstehen durch die Ablagerung von Farbstoffen in den Schuppen (Pigmentfarben) oder durch feinste Luftschichten im Lamellenbau (Strukturfarben) der Schuppen (REICHHOLF – RIEHM, 2000).

Durch ihre große Vielfalt und ihre gute Anpassungsfähigkeit sind die Schmetterlinge weit verbreitet. Ihr Lebensraum reicht von der arktischen Tundra über das Hochgebirge in den tropischen Regenwald und die Mangrovensümpfe tropischer Küsten (CARTER, 1992). Im Nationalpark sind sie vermehrt an den Standorten zu finden, die aufgrund des Lichteinflusses eine üppige Bodenvegetation ausbilden. Diese befinden sich auf den offenen Weiden und Waldweidewäldern, den Böschungen der Forststraßen, den lichten Wäldern der steilen Hänge der Dolomitvorberge und den offenen Plätzen entlang der Gewässer.

Die Nahrung kann von den Schmetterlingen nur in flüssiger Form aufgenommen werden. Deshalb ist der Blütennektar neben gärenden Pflanzensäften und aus Kot und Aas austretenden nährstoffreichen Flüssigkeiten mit Abstand die Nahrungsquelle Nummer eins. Für die Nahrungsaufnahme hat sich ein langer Rüssel ausgebildet, der gewöhnlich unter dem Kopf zusammengerollt ist (CARTER, 1992).

Die Entwicklung zum Schmetterling läuft in verschiedenen Stadien ab, wobei der Schmetterling als solcher die Aufgabe hat, die Eier an geeigneten Stellen (Blattober-, Blattunterseite, Rinde) abzulegen. In diesen Eiern entwickeln sich die Raupen, die nach ihrer Schlüpfung große Mengen an Nahrung aufnehmen und sich aufgrund des Wachstums mehrere Male häuten müssen. Da sie in diesem Stadium sehr verletzlich sind, entwickelten sich im Laufe der Zeit

zahlreiche Schutzmechanismen (Beharrung, Stacheln, Tarnung, Gifte). Das gleiche gilt aufgrund der Bewegungslosigkeit für das Puppenstadium, in dem die inneren Organe größtenteils abgebaut werden und sich der Körper des Schmetterlings neu bildet. Viel Puppen passen sich deshalb farblich oder körperlich an ihre Umgebung an oder schrecken ihre Feinde durch besondere Farbgebung (CARTER, 1992).

10.2 Anhang B

Nach KILIAN (2000)

10.2.1 Terrestrische Rohböden

Die terrestrischen Rohböden stellen die Initialphase der Bodengenese dar und weisen demnach nur eine geringfügige Akkumulation von organischem Material über dem nahezu unveränderten Ausgangsgestein auf.

10.2.1.1 Rohboden

Horizontfolge: Ai – C; F – Ai – C

Da im Nationalpark über feinkörnigem Lockermaterial mit einer Mächtigkeit von 30 cm und einem Grobskelettanteil von weniger 40% (z.B.: Moränen, Hang-Deckschichten) meistens schon Bodentypen, die weiter entwickelt sind, zu finden sind, handelt es sich bei den Rohböden, die im Zuge der Naturrauminventur ausgeschieden wurden, in den meisten Fällen um Grobmaterial – Rohböden. Diese sind durch einen initialen A – Horizont geprägt, dessen organische Substanz weniger als 0.6 % beträgt. Wenn diese humoser ist, dann darf ihre Gründigkeit nicht mehr als 2 cm betragen und sie muss lückig auftreten. Der F – Horizont ist maximal 2 cm, wenn er flächendeckend auftritt, oder maximal 5 cm bei gestörter Bodenbedeckung. Das geologische Ausgangsmaterial setzt sich im Gegensatz zu den Feinmaterial – Rohböden aus anstehendem Fels, aus aufgewittertem Fels oder aus groben Lockermaterial (mindestens 40% Grobanteil) zusammen. Eine feinkörnige Deckschicht ist dann zulässig, wenn deren Mächtigkeit weniger als 30 cm beträgt.

10.2.2 Auflagehumusboden und entwickelte A – C – Böden

Dabei handelt es sich um terrestrische Böden mit gut entwickeltem Humushorizont, wobei das Ausgangsmaterial chemisch kaum verändert ist. Zwischen dem A – und dem C – Horizont sind keine ausgeprägten Verwitterungshorizonte vorhanden.

10.2.2.1 Fels – Auflagehumusboden

Horizontfolge: F – (Ai) – Cn

Diese Böden sind durch eine biologisch inaktive organische Substanz geprägt, die direkt auf dem Gestein ausfliegt oder zwischen dessen Klüften zu finden ist. Der F – Horizont ist mächtiger als 2 cm (bei lückigem Vorkommen mehr als 5 cm) und ist selbst über Karbonatgestein sauer bis stark sauer. Das Vorkommen dieses Bodentyps beschränkt sich auf Felsfluren, Schichtköpfe, Bergsturzmassen und Blockfluren.

10.2.2.2 Rendzina

Horizontfolge: (F – H) Ahb – C; (F -) H – C

Dieser Bodentyp entwickelt sich ausschließlich über Karbonat- oder Gipsgestein, mit einem Karbonat- und/oder Gipsanteil von mindestens 75% ($\text{CaCO}_3 + \text{CaSO}_4$). Aufgrund der geringen Mengen an Verwitterungsrückständen ist im Bodenprofil kein verbraunter Horizont zu finden. Das heißt, dass über dem festen oder aufgewitterten geologischen Ausgangsmaterial lediglich ein schwarz bis dunkelbrauner, stark humoser und skelettreicher A – Horizont zu finden ist.

10.2.2.2.1 Protorendzina

Horizontfolge: F – Ahb – C oder F – H – C

Dieser Subtyp stellt eine Vorstufe bei der Bildung des Bodentyps Rendzina dar. Deshalb unterscheidet sich dieser Subtyp auch nur durch seine geringere Mächtigkeit von der Rendzina, wobei der Grund für die geringe Profiltiefe entweder in der gebremsten oder erst beginnenden Bodengenese liegt. Als Grenzwerte für die Ausscheidung dieses Subtyps wurde eine Profiltiefe von 5 cm bei flächendeckender und 10 cm bei gestörter Bodenbedeckung festgelegt. Der seichte Mineralbodenhorizont, der nicht immer vorhanden ist, setzt sich aus unvollständig zersetzten Pflanzenresten, koprogenen karbonatgesättigten, mineralarmen Humus – Aggregaten und Gesteinspartikeln zusammen.

Neben der Protorendzina wurde auch eine pseudovergleyte Protorendzina ausgeschieden.

10.2.2.2.2 Tangelrendzina

Horizontfolge: L – F – H – Ahb – C

Die hervorstechende Eigenschaft dieses Subtyps ist die Mächtigkeit. Die Gründe für die gebremste Umsetzung der Vegetationsrückstände liegen einerseits in den schweren Zersetzbarkeit der Pflanzenreste (z. B.: Blätter von Zwergsträuchern) und andererseits in der geringen biologischen Aktivität aufgrund der schlechten klimatischen Verhältnisse. Da sich die Voraussetzungen für die Bodengenese mit zunehmender Profiltiefe verbessern, bildet sich über dem Ausgangsgestein ein gut humifizierter, basengesättigter und zum Teil karbonathaltiger H – und/oder Ahb – Horizont aus.

10.2.2.3 Pechmoderrendzina

Horizontfolge: H – C; H – Ahb – C

Dieser Subtyp tritt in niederschlagsreichen, schattseitigen Hochlagen auf und besteht fast ausschließlich aus einem H – Horizont auf Fels oder in Hohlräumen zwischen Blockschutt. Dieser H – Horizont ist sehr mineralarm, völlig humifiziert und im erdfrischen Zustand tief schwarz (schmierig).

10.2.2.3 Braunlehmrendzina

Horizontfolge: (F-) Ahb – AB – C; Ahb – BvrelCv

Im Gegensatz zur Rendzina weist dieser Bodentyp bereits einen farblich deutlich abgesetzten AB – oder BvrelC – Horizont mit Braunlehm – Material auf. Dieser befindet sich entweder als Saum über oder als Kluffüllung zwischen dem aufgewitterten Grundgestein oder Kalkschutt. Die Farbe dieses Horizontes ist intensiv rotbraun und hat Polyedergefüge. Der darüber liegende Ahb – Horizont ist lehmig, stark humos und dunkelbraun bis schwarz. Da auch dieser Bodentyp nur über Gestein mit mindestens 75% Karbonatanteil vorkommt, gilt dieser Bodentyp als Übergangstyp zwischen der Rendzina und dem Braunlehm. Die Varietät pseudovergleyte Braunlehmrendzina wurde auf 8 Inventurpunkten ausgeschieden.

Zudem wurde bei der Naturrauminventur zwischen der Rendzina, der Braunlehmrendzina und der braunlehmbeeinflusste Rendzina unterschieden. Als Abgrenzungsmerkmal zur Rendzina wurde das Auftreten von geringen Mengen von Braunlehmmaterial (Verbraunung) festgelegt. Neben den braunlehmbeeinflussten Rendzinen wurde auch eine pseudovergleyte braunlehmbeeinflussten Rendzina ausgeschieden.

Da die Naturrauminventur 1994 gestartet wurde, wurden auch die damals festgelegten Bezeichnungen der Bodentypen in dieser Arbeit verwendet. Dies bezieht sich in erster Linie auf die Bezeichnung des Braunlehms, der nach der Österreichischen Bodensystematik 2000 als Kalkbraunlehm bezeichnet wird.

10.2.3 Braunlehme

Im Gegensatz zur Braunlehmrendzina weisen die Braunlehme einen B – Horizont mit einer Mächtigkeit von mindestens 10 cm und ohne erkennbaren Humusgehalt auf. Da ihr Vorkommen ebenfalls nur an reines Karbonatgestein gebunden ist, stammen die tonigen Bestandteile der Bodenmatrix in den meisten Fällen aus den Verwitterungsrückständen des karbonatischen Ausgangsmaterials. Da die Verwitterungsleistung unter den heutigen klimatischen Bedingungen nicht ausreicht, diese Menge an Rückständen zu akkumulieren, sind diese Böden dementsprechend alt und ihre Herkunft in vielen Fällen nicht nachweisbar. Der B – Horizont ist meist intensiv gelbbraun bis rotbraun mit scharfkantig polyedrischen Gefüge.

10.2.3.1 Braunlehm

Horizontfolge: A – Bvrel – C; A – Bv – C

Die Braunlehme, die im Nationalpark ausgeschieden wurden, gehören größtenteils zum Bodentyp Braunlehm. Im Gegensatz zum Kalkrotlehm ist die Bodenfarbe gelbbraun bis satt rötlichbraun (maximal 7,5 YR).

Neben dem Braunlehm wurde auf 76 Inventurpunkten ein pseudovergleyter Braunlehm ausgeschieden.

10.2.4 Podsole

Die Klasse der Podsole bildet sich auf sauren, basenarmen Ausgangsgesteinen meist unter anspruchsloser Heide- und Nadelwaldvegetation. Durch den geologischen Untergrund und die schwer zersetzbaren Vegetationsrückstände kommt es zu einer Versauerung und einer Freisetzung von niedermolekularer Huminsäuren. Dadurch kommt es zu einer Zerstörung der Tonminerale, zu einer Auflösung von Eisen-, Aluminium-, Mangan- und Phosphorverbindungen und zu einer vertikalen oder lateralen Verlagerung dieser Stoffe. Die Folge dieser Verlagerung ist die Bildung eines Verarmungs- und eines Anreicherungshorizontes.

10.2.4.1 Semipodsol

Horizontfolge: L – F – H – Ae – Bh – Bs – C; A – Ae – Bs – C; A – Ae – Bh – C;

A – Ae – Bh – Bs – C,

Der Unterschied zwischen dem Semipodsol und dem Podsol liegt in der Ausprägung des Bleichhorizonts. Bei diesem Bodentyp beschränkt sich dieser Horizont auf einen hellgrau gefärbten Ae – Horizont (< 3 cm mächtig) oder auf Bleichlinsen. Bei einem Bs – Horizont ist dieser hellocker bis rotbraun, bei einem Bh – Horizont braunschwarz.

Bei der Naturrauminventur wurde zweimal die Varietät braunlehmbeeinflusster Semipodsol und viermal die Varietät pseudovergleyter Semipodsol ausgeschieden.

10.2.5 Pseudogley

Die Böden dieser Klasse sind dadurch geprägt, dass sich Sickerwasser (Niederschlags-, Schmelzwasser) über einem schwer durchlässigen Horizont (Staukörper) staut. Da diese Vernässungsphase, die durch reduzierende Prozesse geprägt ist, zeitlich begrenzt ist, gelangt in der darauf folgenden Trockenphase Sauerstoff in die so genannte Stauzone und es laufen in ihr Oxidationsprozesse ab. Im darunter liegenden Staukörper bildet sich aufgrund des periodischen Sauerstoffmangels wolzig, grün- und blaugrauer Fleckung (Marmorierung) von reduzierten Fe- und Mn- Verbindungen aus. Aufgrund der geringen Durchlässigkeit des Staukörpers nimmt die Vernässung mit zunehmender Tiefe wieder ab.

10.2.5.1 Typischer Pseudogley

Horizontfolge: A – P – S; Agd – P – S – (C); A – Bgd – P – S

Der typische Pseudogley hat das zuvor beschriebene A – P – S – Profil. Der Staukörper liegt in der Regel tiefer als 40 cm unter der Mineralbodenoberkante und weist die typische Marmorierung auf. Darüber liegt die mindestens 10 cm mächtige Stauzone, die sowohl Rostflecken als auch Verfählungen aufweist. Der A – Horizont ist nur in seltenen Fällen durch das gestaute Wasser beeinflusst. Zwischen dem A – und P – Horizont kann ein verbraunter Horizont zwischengeschaltet sein, der mehr oder weniger wasserbeeinflusst ist. Die Dauer und Intensität der Feucht- und Trockenphasen sind annähernd gleich.

Neben dem typischen Pseudogley wurde auf 15 Inventurpunkten ein braunlehmbeeinflusster Pseudogley ausgeschieden.

10.2.5.2 Hangpseudogley

Horizontfolge: A – P – S; Agd – P – S; Agd – S

Im Gegensatz zum typischen Pseudogley beschränkt sich dieser Bodentyp auf Hänge mit mindestens 5° Neigung. Die Neigung führt dazu, dass während der periodischen Vernässung ein oberflächennaher Hangwasserzug auftritt. Deshalb sind die reduzierenden Prozesse in der Stauzone nicht so stark ausgebildet und es überwiegt die Trockenphase. Der Staukörper liegt in der Regel nicht tiefer als 40 cm unter der Mineralbodenoberkante.

10.2.5.3 Zwergpseudogley

Die Ursache für den Wasserstau ist bei diesem Bodentyp auf Viehtritt zurückzuführen. Dadurch kommt es in den oberflächennahen Bereichen des Bodens zu einer Verdichtung des Bodens und in Folge zu Wasserstau. Da nur der Oberboden verdichtet ist, bleiben die tieferen Bodenhorizonte oft trocken.

10.2.5.4 Stagnogley

Horizontfolge: AP – P – S

Der Stagnogley tritt vor allem in ebenen und muldigen Lagen auf. Da er auch Wasser aus dem angrenzenden Gelände erhält, ist die Feuchtphase besonders ausgeprägt. Als Folge sind die Vergleyungserscheinungen bis an die Oberkante des Mineralbodens zu finden und speziell unter Wald kommt es zur Bildung einer Feuchthumusauflage mit resultierender Nassbleichung der Stauzone, Basenarmut und geringer biologischer Aktivität.

Neben dem typischen Stagnogley wurde auch der braunlehmbeeinflusste Stagnogley ausgeschieden.

10.2.6 Auböden

Auböden befinden sich immer im Nahbereich von Flüssen und Bächen. Sie werden einerseits durch das schnell fließende und stark schwankende Grundwasser und andererseits durch periodisch oder episodisch auftretende Hochwasserereignisse beeinflusst. Durch die Hochwasser wird die Bodengenese gestört und es sich häufig Stockwerkprofile zu finden. Das geologische Ausgangsmaterial wird durch das Fließgewässer geliefert und seine Schichtung, Größe und Zusammensetzung hängt stark von der Entfernung des Transports, dem Abflussregime und dem Gefälle beziehungsweise der Breite der Talböden ab.

10.2.6.1 Schwemmboden

Horizontfolge: (L – F –) A – C – (Abeg – C)

Dieser Bodentyp konzentriert sich vor allem auf die Auf- oder Anlandungsbereiche von kleinen (Gebirgs-)Bächen oder periodisch wasserführenden Gräben. Das Material, welches im Zuge von Hochwassern oder Vermurungen abgelagert wird, ist kaum größensortiert und aufgrund des kurzen Transportweges kaum kantengerundet. Es bildet die Basis für die Bodenbildung, die sich aufgrund der wiederkehrenden Überschwemmungen nur auf die Bildung von Humushorizonte beschränkt.

10.2.7 Gleye

Im Gegensatz zu den Böden der Klasse Pseudogley ist der Wasserhaushalt dieser Bodentypenklasse im Jahresverlauf ausgeglichener und die Durchfeuchtung nimmt mit der Bodentiefe zu. Der Grund für diesen Unterschied liegt im Vorhandensein eines hochanstehenden Grundwasserspiegels, der zwischen 50 und 150 cm schwankt. Die geringe Schwankungsbreite grenzt diese Bodenklasse von den Auböden ab.

10.2.7.1 Gley

Horizontfolge: A – (Ag-)(BG-)Go – Gr; A – Go – Go_r

Die Bodenhorizonte dieses Bodentyps entstehen infolge des intensiven Grundwassereinflusses, der jedoch nicht bis an die Mineralbodenkante reicht. Deshalb beginnt die Horizontfolge dieses Bodentyps auch mit einem „normalen“ A – Horizont, der im schlechtesten Fall leicht wasserbeeinflusst ist. Darauf folgt in manchen Fällen ein nur leicht wasserbeeinflusster, verbraunter Horizont. Viel häufiger folgt jedoch gleich eine ausgeprägte Oxidationszone, die aufgrund der Oxidationsvorgänge rostbraune bis rostgelbe Flecken im Profil aufweist. Die Bodenbildung wird jedoch eindeutig durch die reduzierenden Reaktionen in der Reduktionszone geprägt, die auf die auf die Oxidationszone folgt und nicht tiefer als 80 cm unter der Mineralbodenoberkante beginnt. Infolge des schlechten Lufthaushaltes dieser Bereiche kommt es zu fahl grauer, graublauer oder graugrüner Färbung oder wolkiger Fleckung.

10.2.7.2 Hanggley

Horizontfolge: AG – Go – (Gr); AG – Go,r – Gr; Ag – Go – Gr – (C)

Im Gegensatz zum Gley beschränken sich diese Böden auf Hänge mit einer Neigung von mindestens 5°. Dieser Standortfaktor führt dazu, dass das Wasser im Boden in ständigem Fluss ist. Da es in vielen Fällen sauerstoffreich ist, ist die Reduktionszone nicht sehr ausgeprägt und kann auch gänzlich fehlen. Deshalb dominiert auch die Oxidationszone das Profil.

10.2.8 Moore und Anmoore

Bodentypen dieser Bodenklasse werden dann ausgeschieden, wenn es infolge von Wasserüberschuss im Boden zu einer Anreicherung organischer Substanz von mehr als 30 cm Mächtigkeit kommt. Im Zuge der Naturrauminventur wurden die Bodentypen Hochmoor und Anmoor ausgeschieden, wobei der Unterschied zwischen diesen beiden Bodentypen im relativen Mengengehalt der organischen Substanz im Boden liegt.

10.2.8.1 Hochmoor

Horizontfolge: T Cu, T – G

Der relative Mengengehalt der angereicherten organischen Substanz bei den Hochmooren liegt meistens weit über 30% und setzt sich größtenteils aus Resten von Torfmoosen, Scheidigen Wollgras, Sonnentau, Zwergsträuchern, Latsche, Fichte oder Weißkiefer zusammen. Durch die hervorragende Wasserspeicherfähigkeit der Torfmoose ist der Wasserhaushalt feucht bis nass. Dies führt zu einer Armut an Mineralien, Nährstoffen und stark sauren Verhältnissen.

10.2.8.2 Anmoor

Horizontfolge: Ag – G(r)(Cu); Ag – GC

Bei den Anmooren ist die Zersetzung der organischen Substanz aufgrund des geringeren Wassereinflusses weiter fortgeschritten und beträgt 10 zwischen und 30 Mengen-%. Der hydromorphe Mineralbodenhorizont hat aufgrund des erhöhten Humusgehaltes eine typische blauschwarze Tönung. Wie bei den Hochmooren ist das zugrunde liegende geologische Substrat irrelevant für die systematische Zuordnung. In vielen Fällen handelt es sich um karbonathaltige oder -freie Feinsedimente.

10.3 Anhang C

Nach MUCINA, GRABHERR, WALLNÖFER (1993)

10.3.1 *Alnetum incanae* (LÜDI, 1921)

Das *Alnetum incanae* hat im Gebirge 2 Verbreitungsschwerpunkte. Einerseits findet man ihn auf den Flächen entlang von Gebirgsflüssen, die periodisch oder episodisch überflutet werden. Voraussetzung ist jedoch, dass die Sedimentfracht dieser Gewässer auch einen größeren Anteil an Feinmaterial mitführt. Je nach Häufigkeit und Stärke der Überflutungen und der damit verbundenen Boden- bzw. Humusentwicklung können innerhalb dieser Gesellschaft mehrere Subassoziationen unterschieden werden. Halten sich die Erosions- und Sedimentationsverhältnisse in Waage, so bleibt diese Gesellschaft als Dauergesellschaft erhalten. Nehmen die Überflutungsereignisse im Laufe der Zeit dagegen ab, kann die Fichte einwandern und es können sich reine Fichtenwälder ausbilden. Andererseits besiedelt diese Gesellschaft in kühlen Gebirgstälern auch feuchte, von Wasserzügen geprägte, Hänge im Bereich nicht mehr bewirtschafteter Wiesen und Weiden oder nicht mehr aktiver Muren.

Die Artenzusammensetzung dieser Gesellschaft ist auf beiden unterschiedlichen Standorten in etwa gleich. Gleichaltrige Grauerlen dominieren die Baumschicht. In der ersten Strauchschicht dominieren junge *Alnus incana* (juv.), *Salix* – Arten, *Prunus padus* und *Sambucus nigra*. Das Bild der zweiten Strauchschicht wird durch *Rubus caesius* geprägt. Zudem treten zahlreiche Hochstaudenarten in der Krautschicht auf.

10.3.2 *Ulmo – Aceretum pseudoplatani* (BEGER, 1922)

Das *Ulmo – Aceretum pseudoplatani*, das zu den Schlucht- und Hangwäldern zählt, kommt bis in die subalpine Stufe vor und besiedelt mehr oder weniger aktive Schutthalden in kühlen Schattenlagen unterhalb von Felswänden oder entlang von Lawenstrichen. Die Vegetation der Bestände, die sich entlang der Lawinenbahnen befinden, ist in der Regel durch die Lawinen mehr oder weniger stark in Mitleidenschaft gezogen. Die Böden, auf denen der Ulmen – Ahornwald stockt, sind in der Regel reich an Feinerde, die in der Regel von Rutschschnee und Lawinen herangeführt wird.

Die Baumschicht wird durch *Acer pseudoplatanus* dominiert. Daneben findet man neben *Fagus sylvatica* und *Ulmus glabra* (beide subdominant), auch *Picea abies* und *Fraxinus excelsior*. Die Strauchschicht setzt sich aus *Corylus avellana*, *Lonicera xylosteum*, *Rubus idaeus* und *Salix appendiculata* zusammen. In der Krautschicht zeigen Hochstaudenarten und Farne den kühlen und feuchten Charakter dieser Gesellschaft an.

10.3.3 *Aro maculati* – Fagetum (ELLENBERG ET KLÖTZLI, 1972)

Das markanteste Standortsmerkmal des *Aro maculati* - Fagetums sind die nachhaltig frischen, sehr nährstoff- und tonreichen, kalkhaltigen, skelettarmen und biologisch sehr aktiven Mullböden (v. a. Braunerden). Eine wesentliche Voraussetzung für die Entwicklung dieser Böden ist der geologische Untergrund, der von tonreich verwitternden Kalken, Mergeln oder Moränen gebildet wird und die geomorphologische Lage, die sich größtenteils auf Unterhänge beschränkt.

Die Zusammensetzung, der sehr wüchsigen Baumschicht, wird von *Fagus sylvatica* dominiert. *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Ulmus glabra* und andere Edellaubbäume sind lediglich beigemischt. Die Strauchschicht ist, wie bei den meisten Buchenhallenbeständen, schwach entwickelt. Die Krautschicht ist vor allem durch den Reichtum an raschwüchsigen, außerordentlich nährstoffbedürftigen und gegen Austrocknung empfindlichen Frühlingsgeophyten gekennzeichnet. Im Sommer unterscheidet sich das *Aro maculati* – Fagetum floristisch kaum mehr von anderen Kalkbuchenwäldern. Nur das Fehlen von Trockenheitszeigern und Nässezeigern sowie das vereinzelte Vorkommen von Arten relativ feuchter Standorte, die außerdem als Nitratzeiger gelten, (*Stachys sylvatica*, *Impatiens noli-tangere*, *Urtica dioica*, *Circaea lutetiana*) grenzt diese Gesellschaft in dieser Jahreszeit von anderen Gesellschaften ab.

Das *Aro maculati* – Fagetum ist vor allem in den subatlantisch geprägten Regionen Europas optimal ausgeprägt. Je kontinentaler das Klima wird, desto eher zieht sich diese Waldgesellschaft auf luftfeuchte Standorte zurück.

10.3.4 *Adenostyles glabrae* – Fagetum (MOOR, 1970)

Das *Adenostyles glabrae* – Fagetum besiedelt schattige Geröllhalden und aktiven Geländeschutt unter hohen Kalkfelswänden (Muschel-, Schrattenkalk). Die Böden dieser Waldgesellschaft, die sich aus frischen und humosen Rendzinen zusammensetzen, sind in erster Linie durch einen hohen Anteil an Grobskelett charakterisiert.

Die dominierende Baumart dieser Wälder ist *Fagus sylvatica*, deren Stamm jedoch sehr oft säbelwüchsig und von Steinschlag verletzt ist. Daneben bauen vor allem *Acer pseudoplatanus* (subdominant), aber auch *Picea abies*, *Abies alba* und *Ulmus glabra* die Wälder dieser Gesellschaft auf. In der Strauchschicht, die auch fehlen kann, sind vor allem *Lonicera alpigena*, *Rubus idaeus* und *Rosa pendulina* zu finden. Fagetalia – Arten und Hochstauden bauen die mäßig bis gut deckende Krautschicht auf. Daneben sind Stickstoffzeiger (*Urtica dioica*, *Impatiens noli-tangere*), aber aufgrund des Skelettreichtums des Bodens auch Fels- und Schuttbesiedler zu finden. In tieferen Lagen stockt auf ähnlichen Standorten die Waldgesellschaft *Scolopendrium* – *Fraxinetum*, in der im Gegensatz zum *Adenostylo glabrae* – Fagetum *Fraxinus excelsior*, *Phyllittis scolopendrium* und *Lunaria rediviva* zu finden sind.

10.3.5 *Asperulo odoratae* – *Fagetum* (SOUGNEZ ET THILL, 1959)

Das *Asperulo odoratae* – *Fagetum* hat seinen Schwerpunkt im mittleren bis östlichen Mitteleuropa. In diesem Gebiet stockt diese Waldgesellschaft vor allem auf kalk- aber nicht zu nährstoffarmen Lockersedimenten oder auf leicht verwitterten Gesteinen der Flysch- und Molassezone. Trotz des Kalkarmuts des geologischen Untergrundes ist die Basensättigung der frischen Mull- oder Moderbraunerden im mittleren Bereich und erlaubt deshalb eine hohe biologische Tätigkeit.

Da *Fagus sylvatica* auf diesen Standorten ihre Konkurrenzkraft ausspielen kann, kommt es in tieferen Lagen zur Ausbildung von geschlossenen Hallenbeständen. In größeren Höhen wird diese Dominanz etwas durch das Auftreten von *Picea abies* und *Abies alba* gebrochen. Aufgrund der schlechten Lichtverhältnisse am Boden ist die Strauchschicht nur schwach entwickelt. In der Krautschicht herrschen als Folge der guten Boden- und Humusverhältnisse anspruchsvolle Buchenwald-, Laubwald- und Mullbodenarten vor. Arten, die saure Böden bevorzugen, treten zurück und sind nur in Aushagerungszonen oder im Stammabflußbereich zu finden. Die Mooschicht ist, wenn überhaupt vorhanden, nur sehr schwach entwickelt.

10.3.6 *Helleboro nigri* – *Fagetum* (ZUKRIGL, 1973)

Das *Helleboro nigri* – *Fagetum* gilt als zonale Waldgesellschaft des östlichen Bereichs der Nördlichen Kalkalpen. Westlich des Salzkammergutes geht es langsam in das *Aposerido* – *Fagetum* über. Der geologische Untergrund wird, wie schon der Verbreitungsschwerpunkt vermuten lässt, von karbonathaltigen Gesteinsarten gebildet, die sowohl massiv als auch als Blockwerk vorliegen können. Sofern die Kombination Böden und Niederschlagsmenge einen wenigstens mäßig frischen Wasserhaushalt zulässt, werden von dieser Waldgesellschaft alle Expositionen und Hanglagen besiedelt. Bei den Bodentypen handelt es sich größtenteils um Mull-, mullartigen Moderrendzinen oder Kalkbraunlehme.

In tieferen Lagen (submotan) bilden sich aufgrund der großen Konkurrenz- und Wuchskraft von *Fagus sylvatica* Hallenbestände aus, deren Strauch- und Krautschicht unbedeutend ist. *Acer pseudoplatanus*, *Ulmus glabra*, *Fraxinus excelsior* oder *Larix decidua* sind in diesen Wäldern lediglich beigemischt. Mit zunehmender Seehöhe wächst jedoch vor allem der Anteil an *Picea abies* und *Abies alba*. Parallel zu dieser Zunahme, steigen in größeren Höhen auch die Deckungswerte der Strauch- und Krautschicht. In der Krautschicht dominieren sowohl in der submontanen als auch in der montanen Höhenstufe größtenteils Kalkbuchen- und Laubwaldarten. Dazu kommen in den höheren Lagen Elemente der *Seslerietea albicantis*, Kalkschuttzeiger der *Adenostyles glabra* – und der *Polystichum lonchitis* – Artengruppe und azidophile Arten.

10.3.7 Seslerio – Fagetum (MOOR, 1952)

Das *Seslerio – Fagetum* konzentriert sich in den Gebieten mit Kalk- und Dolomitgestein auf trockene, sonnen- und windexponierte Hänge und Grate der montanen und submontanen Stufe. Die Böden dieser Standorte sind wenig entwickelt (flach- bis mittelgründig) und weisen deshalb eine geringe Wasserspeicherkapazität auf. Da der Streuabbau nur sehr langsam erfolgt, findet man neben Mullrendzinen auch Rendzinen mit Moder- oder Rohhumusauflage. Diese extremen klimatischen und edaphischen Bedingungen spiegeln sich auch in der Baumschicht wieder. Diese ist sehr langsamwüchsig, lückig und teilweise nur buschförmig ausgebildet. Neben der dominierenden *Fagus sylvatica*, findet man auch einen höheren Anteil an Pionier- (*Sorbus aria*, *Pinus sylvestris*) und Nadelbaumarten (*Picea abies*). Aufgrund der lichten Bestände ist die Strauchschicht bei entsprechender Gründigkeit des Bodens meist gut entwickelt (*Cotoneaster tomentosus*, *Amelanchier ovalis*). Die Krautschicht wird durch *Sesleria albicans* geprägt. Daneben sind weitere Rasenpflanzen (*Campanula rotundifolia*, *Carduus defloratus*) zu finden, die diese Gesellschaft gegenüber anderen abgrenzen helfen. Insgesamt ist die Artenzahl der Krautschicht jedoch gering.

10.3.8 Carici albae – Fagetum (MOOR, 1952)

Das *Carici albae – Fagetum* gehört unter den Buchenwaldgesellschaften zu den thermophilen und artenreichen Exemplaren. Verglichen mit dem *Seslerio – Fagetum* ist der Wasserhaushalt dieser Standorte aufgrund der besseren Bodenverhältnisse aber nicht so extrem. Der geologische Untergrund baut sich häufig aus befestigtem Kalk- oder Dolomitschutt auf. Zusammen mit der verstärkten Sonneneinstrahlung auf südexponierten (Ober-)Hängen ergibt dies, neben einem oft schlechten Wasserhaushalt, auch eine verzögerte Bodenentwicklung. Die auftretenden Böden sind flach- bis mittelgründig, mäßig frisch bis wechsell trocken, basen- und meist kalkreich und gehören unterschiedlichen Bodentypen (Rendzina, Kalkbraunlehme, Braunerde) an.

Die dominierende *Fagus sylvatica* ist wie bei den anderen thermophilen Buchenwäldern nicht optimal entwickelt und enthält viele andere (Licht-)Baumarten wie zum Beispiel *Pinus sylvestris*, *Quercus petraea*, *Sorbus aria* oder verschiedene *Acer* – Arten. Auch die meist artenreiche Strauch- und Krautschicht enthält viele wärme- und lichtliebende Arten. Vor allem die Häufigkeit von Orchideen (*Cephalanthera damasonium*, *Cephalanthera rubra*) und anderen Wärme liebenden Laubwaldarten grenzt diese Gesellschaft gegen andere Buchenwaldgesellschaften ab. Geprägt wird die Krautschicht jedoch von Seggen (*Carex alba*, *Carex flacca*, *Carex digitata*) und anderen Süßgräsern (*Calamagrostis varia*).

Das *Carici albae – Fagetum* ist zwischen 400 – 900 Meter Seehöhe verbreitet und stellt aufgrund der oben dargestellten klimatischen und edaphischen Standortverhältnisse eine

Dauergesellschaft dar. Kontakte gibt es vor allem mit dem *Carici albae – Piceetum* und dem ebenfalls auf extremen Standorten verbreitetem *Erico – Pinetum sylvestris*.

10.3.9 *Carici albae – Piceetum* (H. MAYER ET AL., 1967)

Das *Carici albae – Piceetum* hat 2 Verbreitungsschwerpunkte. Zum einen tritt er in der montanen und subalpinen Stufe auf steilen, stark sonnen- und windexponierten Hängen oder Rücken auf. Den geologischen Untergrund bilden karbonathältige Fest- oder Lockergesteine, wobei die Lockergesteine oft als Hangschutt vorliegen. Aufgrund dieser geologischen, geomorphologischen und mikroklimatischen Gegebenheiten ist die Bodenentwicklung stark eingeschränkt und erlaubt nur flachgründige, skelettreiche Moder- und Mullrendzinen, die häufig durch Erosion gestört sind.

Zum anderen findet man das *Carici albae – Piceetum* auch auf nicht mehr überschwemmten kalkhaltigen Schotterflächen im Bereich der Gebirgsflüsse. Auch auf diesen Flächen sind aufgrund der erst jungen Bodenentwicklung nur flachgründige Moder- oder Mullrendzinen zu finden.

Der Deckungsgrad und die Wuchsleistung der Vegetation sind auf diesen Standorten aufgrund der oben genannten Standortparameter sehr gering. Die dominierende *Picea Abies* ist äußerst schlechtwüchsig. Daneben findet man in der Baumschicht *Acer pseudoplatanus* und *Abies alba*. Die Strauchschicht beherrschen *Sorbus aria*, *Pinus mugo* und *Daphne mezereum*. In der Krautschicht bestimmen Seggen (*Carex alba*) und Süßgräser (*Calamagrostis varia*, *Sesleria albicans*) das Bild der Gesellschaft. Dazwischen sind häufig Arten von trockenen Kalkstandorten bzw. trockenen Nadelwäldern und wenig anspruchsvolle Laubwaldarten zu finden. Insgesamt zeigt sich in der Krautschicht die enge Beziehung zu Kalktrockenrasen und *Erico – Pinetum sylvestris*.

Auf den oben beschriebenen extremen Standorten stellt sich diese Waldgesellschaft normalerweise als Dauergesellschaft ein. Daneben kann sie auch ein recht dynamisches Sukzessions- oder ein durch den anthropo-zoogenen Einfluss (Kahlschlag, Beweidung, Streunutzung) bedingtes Degradationsstadium darstellen.

10.3.10 *Galio rotundifolii – Piceetum* (J. BARTSCH ET M. BARTSCH, 1940)

Das *Galio rotundifolii – Piceetum* ist größtenteils in den Zwischenalpen der mittleren Ostalpen in der montanen und unteren subalpinen Höhenstufe auf durchschnittlichen (nicht zu steilen) Standorten zu finden. Der geologische Untergrund ist zwar silikatisch und mineralkräftig, aber nicht extrem sauer. Über diesem Untergrund sind tiefgründige Braunerden zu finden, die stellenweise Moderauflagen aufweisen.

In den Beständen dominiert neben *Picea abies*, vor allem *Abies alba*. Daneben sind aber immer wieder anspruchsvolle Laubbaumarten (*Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*) beigemischt. Im Gegensatz zur Strauchschicht, ist die Krautschicht gut entwickelt und artenreich. Sie setzt sich zum größten Teil aus Moderzeigern und Fichtenwaldbegleitern zusammen. Ergänzt werden diese Arten durch einen nicht unbedeutenden Anteil an Nadelwaldbegleitern, Frischezeigern, Laubwaldarten und Hochstauden. Säure- und Trockenheitszeiger fallen dagegen ganz aus.

10.3.11 Laricetum decidua (BOJKO, 1931)

Die charakteristischen Standorteigenschaften des *Laricetum decidua* sind sehr vielfältig, da die heute auftretenden Lärchenwälder einerseits Pionierstadien in der Waldentwicklung darstellen und andererseits in den letzten Jahrhunderten durch den anthropo-zoogenen Einfluss entstanden sind. So wurden in großen Teilen der Alpen die natürlichen Wälder durch das Entfernen der Fichten in lichte Lärchenwälder umgewandelt und dann als Waldweide genutzt. Jene Lärchenwälder die Pionierstadien darstellen, entwickeln sich in der Regel zu Fichten- oder Zirbenwäldern weiter.

Als Dauergesellschaft ist die Gesellschaft grundsätzlich in jenen Gebiete zu finden, die außerhalb des Verbreitungsareals der Zirbe liegen. Die geologische Grundlage bildet im Alpenostrand vor allem Dolomit (Wettersteindolomit). Die Bestände stocken jedoch auch auf massiven Kalk, Moränen oder Bergsturzmaterial. Aus klimatischer Sicht gesehen, entwickelt sich der Karbonat – Lärchenwald bevorzugt auf klimatisch ungünstigen Standorten in der mittelmontanen bis subalpinen Stufe. So findet man über den subalpinen Piceeten oft einen Gürtel aus Lariceten. In tieferen Lagen sind sie als kleinräumig auftretende Dauergesellschaft an edaphisch ungünstigen Lagen ausgebildet. Die Bodentypen, auf denen diese Wälder stocken, sind sehr vielfältig.

Die Zusammensetzung der Vegetation in diesen Wäldern ist ebenso vielfältig wie die vorkommenden Bodentypen. Neben der dominierenden *Larix decidua* sind entweder *Picea abies*, *Sorbus aucuparia* und *Acer pseudoplatanus* vereinzelt beigemischt oder *Picea abies* erreicht größere Deckungswerte. In der Strauchschicht dominiert als Entwicklungsrest *Pinus mugo* oder *Rhododendretum hirsuti*. Die Krauschicht zeigt eine buntes Muster aus Licht- und Trockenheitszeigern, Arten der bodensauren Nadelwälder, Buchenwaldarten, Arten der subalpinen Hochstaudenfluren, Kalkschutt- und Felsbesiedler und Arten montan-subalpiner Magerrasen.

10.3.12 *Erico – Pinetum sylvestris* (BR.-BL. in BR.-BL. ET AL., 1939 nom.

Inv.)

Der Verbreitungsschwerpunkt des *Erico – Pinetum sylvestris* liegt in Österreich in den inneralpinen Föhntälern sowie in den nördlichen und südlichen Kalkalpen. Dort tritt er in submontanen und montanen Lagen als Entwicklungsstadium oder als Dauergesellschaft an Sonderstandorten auf. Die klimatischen, geologischen (Dolomit, Hartkalk und Serpentinegestein) und geomorphologischen (Felshänge, -köpfe, Schotterkegel, Bergstürze) Verhältnisse auf diesen Standorten sind vergleichbar mit jenen des *Seslerio – Fagetum*. Die Böden sind skelettreiche Protorendzinen bis schwach entwickelte Tangelrendzinen.

Die dominante *Pinus sylvestris* ist in diesen Wäldern schlecht- bis mittelwüchsig. Daneben findet man je nach Höhenlage verschiedene andere Baumarten (*Picea abies*, *Larix decidua*, *Quercus petraea*, *Sorbus aria*) beigemischt. Die Bild der lockeren Strauchschicht wird durch Wärme liebende Arten (*Berberis vulgaris*, *Amelanchier ovalis*, *Viburnum lantana*) geprägt. Die Krautschicht ist aufgrund der guten Lichtverhältnisse artenreich und durch verschiedene lichtliebende und trockenheitsresistente Elemente geprägt.

Lässt der Standort eine Weiterentwicklung des Bodens zu, dann entwickelt sich das *Erico – Pinetum sylvestris* zu Fichtenwäldern oder lichten Buchenwäldern weiter.

10.3.13 *Molinio litoralis – Pinetum* (SCHMIR ex ETTER, 1947 nom. inv.)

Das *Molinio litoralis – Pinetum* besiedelt wie das *Carici albae – Piceetum* extreme Standorte mit flachgründigen Böden. Nach Regenfällen kann die Bodenentwicklung, der ohnehin flachgründigen Böden, immer wieder durch Rutschungen gestört werden. Je nach Häufigkeit dieser Erosionsereignisse ist diese Gesellschaft in der submontanen bis montanen Stufe sowohl als Pioniergesellschaft als auch als Dauergesellschaft ausgebildet. Handelt es sich um ein Pionierstadium, dann entwickeln sich aus dieser Waldgesellschaft Schneeheide – Föhrenwälder oder Buchenwälder.

In der Baumschicht dominiert *Pinus sylvestris*. Daneben findet man *Picea abies* und *Sorbus aria*. Anspruchsvollere Baumarten fehlen weitgehend. Da durch den geringen Deckungsgrad der Baumschicht sehr viel Licht auf den Boden fällt, ist die Krautschicht, in der größtenteils Gräser oder grasartige Elemente dominieren, sehr gut ausgebildet. Neben den Gräsern, findet man vor allem Wechselfeuchtezeiger, zahlreiche *Quercus – Fageteae* Arten und Trockenrasenelemente.

10.3.14 *Erico carnea – Pinetum prostratae* (ZÖTTL, 1951 nom. inv.)

Das *Erico carnea – Pinetum prostratae* tritt entweder als Dauergesellschaft oder als junges Stadium im Übergang von *Erica carnea* – Heiden zu Latschengebüschen auf. Die Gesellschaft

beschränkt sich dabei auf die Zone der Kalke und Dolomite und entwickelt sich dort vor allem auf Standorten mit starker Sonneneinstrahlung. Aufgrund dieser geologischen und klimatischen Gegebenheiten ist die Palette der möglichen Bodentypen eingeschränkt und reicht nur von der gering entwickelten Protorendzina bis zur Moderrendzina. Dies führt im Sommer oft zu einem angespannten Wasserhaushalt.

Die Strauchschicht wird durch *Pinus mugo* dominiert. *Juniperus communis*, *Sorbus chamaemespilus* und *Sorbus aucuparia* sind lediglich beigemischt. Das Vorkommen der Zwergsträucher wird vor allem durch *Erica carnea*, *Vaccinium vitis-idaea* und *Daphne striata* geprägt. Arten der *Seslerietea albicantis* und der *Calluno – Ulicetea* helfen diese Gesellschaft gegen das *Rhodothamno – Rhododendretum hirsuti* und das *Vaccinio – Pinetum montanae* abzutrennen.

10.3.15 Vaccinio myrtilli – Pinetum montanae (MORTON, 1927)

Markantestes Merkmal des *Vaccinio myrtilli – Pinetum montanae* ist die Anreicherung von Rohhumus im Laufe der Bodenentwicklung aufgrund der klimatischen Verhältnisse (tiefe Temperaturen, wenig Sonne, lange Schneedecke, viel Niederschlag) auf diesen Standorten. Verstärkt wird dieser Vorgang durch die schwere Zersetzbarkeit der Vegetationsrückstände. Im Gegensatz zu den beiden anderen Latschengesellschaften sind die Böden jedoch gründiger. Es handelt sich um feuchte, dystrophe Tangelrendzinen.

Neben der dominierenden *Pinus mugo* sind in den beiden Strauchschichten unter anderem *Alnus alnobetula*, *Lonicera caerulea*, *Lonicera nigra*, *Sorbus chamaemespilus*, *Rhododendron ferrugineum*, *Vaccinium myrtillus* und *Vaccinium vitis-idaea* zu finden. Die Krautschicht ist locker entwickelt und setzt sich aus Hochstauden der *Mulgedio – Aconitetea*, Arten der *Vaccinio – Piceetea* und einigen Arten staudenreicher Schuttfloren zusammen. Typisch ist auch ein dichter Moosteppich säurezeigender Arten.

10.3.16 Rhodothamno – Rhododendretum hirsuti (AICHINGER, 1933;

BR. – BL. et SISSINGH in BR. – BL. ET AL. 1939 em. WALLHÖFER hoc loco)

Wie die beiden anderen Latschengesellschaften ist auch das *Rhodothamno – Rhododendretum hirsuti* vorwiegend über Kalk- oder Dolomitgestein zu finden. Innerhalb dieser Zone entwickelt sich diese Gesellschaft im Gegensatz zum Schneeheide – Latschengebüsch aber auf steilen, untersonnten Hängen, auf denen die Bodenentwicklung durch Erosion (Lawinen, Rutschungen) regelmäßig gestört wird. Aufgrund der späteren Ausaperungszeit und der geringeren Menge an Sonneneinstrahlung sind die Böden feuchter und die Wahrscheinlichkeit der Rohhumusbildung dementsprechend groß. Davon abgesehen sind die Böden dieser Gesellschaft vergleichbar mit jener des *Erico carnea – Pinetum prostratae*.

Neben der dominierenden *Pinus mugo* finden sich in deren Unterwuchs vor allem die Zwergstraucharten *Rhododendretum hirsuti* und *Rhodothamnus chamaesticus* (Ostalpen) ein. Daneben prägen sowohl basiphile als auch säureliebende Arten das Bild dieser artenreichen Bestände. Moose und Flechten erreichen hohe Deckungswerte. Als Trennart gegenüber den übrigen Latschengesellschaften fungieren die häufig auftretenden Elemente aus der Klasse der *Seslerietea albicantis*.

Oft tritt das *Rhodothamnno – Rhododendretum hirsuti* als Durchgangsstadium nach forstlichen Eingriffen (Kahlschlag, Auflichtung) und Katastrophenereignissen (Wildbach- und Lawinenerosion) ein und entwickelt sich bei anhaltender Versauerung des Bodens zu einem *Vaccinio – Pinetum montanae* weiter.

10.4 Anhang D

10.4.1 Daten der effektiven Gründigkeit

Als Datengrundlage für die Modellierung der effektiven Gründigkeit dienten jene Daten, die im Zuge der Naturrauminventur aus den Bodenansprachen gewonnen und danach digital in einer Access – Datenbank gespeichert wurden. Für das vorliegende Projekt wurde jene Datenbank benutzt, die für das Projekt „Bewertung und Implementierung naturräumlicher Grundlagendaten“ (KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998) erstellt wurde.

Im ersten Schritt wurde die Tabelle *Mineralboden* aus dieser Datenbank in ein Excel – Format exportiert. Dann wurden die Punkte mit den Nummern 1 bis 1838 (nicht geteilten Inventurpunkte, Teilflächen A der geteilten Inventurpunkte) als Hauptdatensatz und die Punkte, die die Teilflächen B der Teilungspunkte darstellten, und jene, die zweimal aufgenommen wurden, als Nebendatensatz getrennt abgespeichert.

Im zweiten Schritt wurden die einzelnen Bodenhorizonte des Hauptdatensatzes getrennt abgespeichert und es erfolgte die Kontrolle, ob bei der Eingabe der Bodenansprachen in die Datenbank Bodenhorizonte doppelt vergeben wurden. Da dies bei 4 (687, 918, 967, 1584) Inventurpunkten des Hauptdatensatzes der Fall war, musste der ursprüngliche Hauptdatensatz korrigiert werden. Danach wurden abermals die einzelnen Bodenhorizonte getrennt und als DBase – Dateien abgespeichert.

Tabelle 102 zeigt die Häufigkeiten der Horizonte nach diesem ersten Modifikationsschritt.

Tabelle 102: Häufigkeiten der einzelnen Bodenhorizonte.

Horizontnummer	Häufigkeiten der Horizonte
1. Horizont	714
2. Horizont	646
3. Horizont	228
4. Horizont	25
5. Horizont	2

Im dritten Schritt wurde die Abfolge der Horizonte der einzelnen Bodenansprachen kontrolliert. Dabei wurden die DBase – Tabellen im ArcView geladen, mit Hilfe des Befehls JOIN über die Nummer der Inventurpunkte miteinander verknüpft und danach auf fehlende Bodenhorizonte hin kontrolliert.

Tabelle 103 zeigt jene Inventurpunkte, die aufgrund dieser Kontrolle gelöscht werden mussten.

Tabelle 103: Ausscheidung fehlender Bodenhorizonte.

Inventurpunkt	Begründung
739	1. Horizont fehlt
1021	1. Horizont fehlt
1133	1. und 2. Horizont fehlen
1384	1. und 2. Horizont fehlen
1509	1. und 2. Horizont fehlen
986	1., 2., 3. und 4. Horizont fehlen

Da sich durch diese Modifikationen die Zahl der Häufigkeiten veränderte, zeigt Tabelle 104 die modifizierten Häufigkeiten der Bodenhorizonte.

Tabelle 104: Modifizierte Häufigkeiten der Bodenhorizonte.

Horizontnummer	Häufigkeiten der Horizonte
1. Horizont	714
2. Horizont	644
3. Horizont	224
4. Horizont	24
5. Horizont	1

Danach wurden jene Inventurpunkte selektiert, für deren mittlere Gründigkeit der Wert Null ausgeschieden wurde. Tabelle 105 zeigt, welche Veränderungen im Hauptdatensatz vorgenommen wurden.

Tabelle 105: Auflistung der Inventurpunkte mit einer mittleren Gründigkeit von Null.

Inventurpunkt		Mittleren Gründigkeit		Begründung
Horizont	Nummer	Ursprünglicher Wert	Modifizierter Wert	
1	93	0	0	Minimale Gründigkeit = 0 Maximale Gründigkeit = 0
1	151	0	0	Minimale Gründigkeit = 0 Maximale Gründigkeit = 0
1	136	0	8	Minimale Gründigkeit = 0 Maximale Gründigkeit = 15
1	137	0	10	Minimale Gründigkeit = 10 Maximale Gründigkeit = 0
1	209	0	20	Minimale Gründigkeit = 20 Maximale Gründigkeit = 0
1	249	0	20	Minimale Gründigkeit = 20 Maximale Gründigkeit = 0
1	258	0	20	Minimale Gründigkeit = 20 Maximale Gründigkeit = 0
1	266	0	20	Minimale Gründigkeit = 20 Maximale Gründigkeit = 0
1	281	0	20	Minimale Gründigkeit = 20 Maximale Gründigkeit = 0
2	29	0	4	Minimale Gründigkeit = 0 Maximale Gründigkeit = 8
2	227	0	16	Minimale Gründigkeit = 16 Maximale Gründigkeit = 0
2	240	0	25	Minimale Gründigkeit = 25 Maximale Gründigkeit = 0
2	282	0	15	Minimale Gründigkeit = 15 Maximale Gründigkeit = 0
2	603	0	3	Minimale Gründigkeit = 0 Maximale Gründigkeit = 5

Danach wurde die effektive Gründigkeit zuerst für jeden Bodenhorizont getrennt berechnet und danach durch Addition zu einer gesamten effektiven Gründigkeit zusammengefügt.

Die gleichen Arbeitsschritte wurden auch für die 19 Bodenansprachen der Teilflächen B der geteilten Punkte und der 14 Wiederholungspunkte durchgeführt. Tabelle 106 zeigt die Teilungspunkte, für die eine mittlere Gründigkeit von Null ausgeschieden wurde und die Modifikationen, die durchgeführt wurden.

Tabelle 106: Auflistung der Teilungspunkte mit einer mittleren Gründigkeit von Null.

Inventurpunkt		Mittlere Gründigkeit		Begründung
Horizont	Nummer	Ursprünglicher Wert	Modifizierter Wert	
1	5665	0	1	Minimale Gründigkeit = 0 Maximale Gründigkeit = 1
2	5581	0	2	Minimale Gründigkeit = 0 Maximale Gründigkeit = 4
3	5737	0	9	Minimale Gründigkeit = 0 Maximale Gründigkeit = 18

Im nächsten Arbeitsschritt wurde eine Tabelle angefertigt, die alle Ferntaxations- und Teilungspunkte kennzeichnete, und im ArcView mit der Tabelle des Hauptdatensatz verknüpft,

wobei die Nummern der Inventurpunkte als Verknüpfungsschlüssel dienten. Dabei zeigte sich, dass für 2 Ferntaxationspunkte (1023, 1051) eine Bodenansprache durchgeführt wurde. Diese beiden Punkte wurden gelöscht. Dann wurden im Hauptdatensatz die Werte der Inventurpunkte, die doppelt aufgenommen wurden, durch die berechneten Werte der Zweitaufnahme ersetzt. Der Wert des Wiederholungspunktes 10228, für den bei der Erstaufnahme keine Bodenansprache durchgeführt wurde, wurde als Punkt 228 in den Hauptdatensatz eingefügt. Die beiden Punkte 1837 und 1838 wurden ebenfalls aus dem Hauptdatensatz entfernt, weil für sie keine Koordinaten mitgeliefert wurden. Durch diese Veränderungen verringerte sich die Zahl der Inventurpunkte im Hauptdatensatz auf 711.

Tabelle 107: Gründigkeitsklassen.

Wert der effektiven Gründigkeit	Gründigkeitsklasse
0 – 15 cm	Sehr flachgründig
15 – 30 cm	Flachgründig
30 – 60 cm	Mittelgründig
60 - 120 cm	Tiefgründig
Über 120 cm	Sehr tiefgründig

Im fünften Schritt wurden die Teilungspunkte näher untersucht. Dabei wurden zuerst geschaut, ob für beide Teilflächen des Teilungspunktes eine effektive Gründigkeit berechnet werden konnte oder nur für eine der Teilflächen. Dann wurden ausgewählte Parameter, die bei der Naturrauminventur für beide Teilflächen erhoben wurden, (z.B.: Anmerkungen zu den Bodentypen, WÖBT – Typen, aktuelle und potentiell natürliche Vegetation, Kurzbeschreibung des Bestandes) miteinander verglichen. Auf Basis dieses Vergleichs wurde der Versuch unternommen, den Grund für die Teilung des Punktes zu ermitteln. Dann wurde entschieden, den Wert der effektiven Gründigkeit im Hauptdatensatz zu belassen, zu entfernen oder den Wert der Teilfläche B in den Hauptdatensatz einzufügen. Dabei wurde nach folgenden Regeln vorgegangen.

Wenn auf beiden Teilflächen die gleichen Gründigkeitsklassen (Tabelle 107) ermittelt wurden, aber der Grund für die Teilung aus den Parametern der Naturrauminventur nicht rekonstruiert werden konnte oder die Teilung aufgrund unterschiedlicher Standortfaktoren (581, 717) erfolgte, dann wurde der Punkt aus dem Hauptdatensatz entfernt. Wenn sich die Gründigkeitsklassen jedoch glichen und die Teilung nur aufgrund unterschiedlicher WÖBT – Typen oder der menschlichen Bewirtschaftung (z.B.: Bestandesgrenzen durch Forststraße, Kahlschlag oder Beweidung) erfolgte, dann wurde der Wert der Teilfläche A (409, 671, 1211, 1544) im Hauptdatensatz belassen. Wenn auf beiden Teilflächen unterschiedliche Gründigkeitsklassen ausgeschieden wurden, dann wurden sie aus dem Hauptdatensatz (689, 711, 726, 737, 911) entfernt.

Dieselben Regeln wurden auch bei den Punkten angewandt, auf deren Flächen trotz der Ausscheidung von Teilflächen nur eine Gründigkeitsklasse ausgeschieden wurde. Wenn nur eine Gründigkeitsklasse ausgeschieden wurde, sich die Standorte (914) unterschieden oder die Standorte durch die Parameter der Naturrauminventur nicht rekonstruiert werden konnten, dann

wurde der Punkt aus dem Hauptdatensatz entfernt. Wenn nur eine Gründigkeitsklasse ausgeschieden wurde, sich die Standorte jedoch glichen und der Grund für die Teilung nur in unterschiedlichen WÖBT – Typen oder der menschlichen Bewirtschaftung (z.B.: Forststraßenbau, Bestandesgrenzen aufgrund der Forstwirtschaft oder der Beweidung) lag, dann wurde der Wert der der Teilfläche A nicht geändert oder der Wert der Teilfläche B (191, 213, 882, 1583, 1594) in den Hauptdatensatz eingefügt.

Eine Ausnahme bildeten die Punkte, deren Teilflächen aufgrund eines Gewässers ausgeschieden wurden. Da Gewässer prinzipiell nichts mit der Modellierung der effektiven Gründigkeit zu tun haben, wurde der Wert der Teilfläche A im Hauptdatensatz belassen oder der Wert der Teilfläche B (1338) in den Hauptdatensatz eingefügt.

Zum Schluss wurden noch der Punkt 665 gelöscht, weil die Flächen dieses Punktes durch die menschliche Bewirtschaftung (z.B.: Forststraßenbau) so stark beeinflusst wurden, dass die Bodenansprache und somit der berechnete Wert der effektiven Gründigkeit nicht mehr die „natürlichen“ Zusammenhänge widerspiegelte.

Auf Grund dieser Überlegungen wurden 6 Inventurpunkte in den Hauptdatensatz eingefügt und 9 daraus entfernt. Da für 2 (665, 914) der 9 Punkte keine effektive Gründigkeit für die Teilfläche A berechnet werden konnte, wurden in Endeffekt nur 7 Punkte aus dem Hauptdatensatz entfernt. Dies ergab schlussendlich eine Anzahl von 710 Inventurpunkten, die für die Modellbildung zur Verfügung stand.

10.4.2 Daten der Bodentypen

Als Datengrundlage für die Modellierung der Bodentypen diente eine Tabelle aus der Datenbank des Projekts „Implementierung und Bewertung naturräumlicher Grundlagendaten“, die von KATZENSTEINER (1998) erstellt wurde. Sie enthielt 944 Inventurpunkte mit (830) und ohne (114) Bodentypenansprachen. Bevor sie für die Modellbildung verwendet werden konnte, musste sie aufbereitet werden.

Im ersten Schritt wurde die Tabelle aus der Datenbank in ein DBase – Format exportiert. Dann wurde in der Datenbank eine Tabelle mit allen 932 Inventurpunkten und der Information, ob es sich um Teilungs- und/oder Ferntaxationspunkte handelt, erstellt und als DBase – Datei abgespeichert. Im ArcView wurden die beiden DBase – Dateien aufgerufen, miteinander verbunden, wobei die Inventurpunktnummern als Verknüpfungsschlüssel dienten, und diese erweiterte Tabelle als DBase – Datei abgespeichert. Als nächstes wurden die Ferntaxationspunkte selektiert. Dabei stellte sich heraus, dass für den Punkt 1023, den Teilungspunkt 1051 und dessen Teilfläche 6051 Bodentypen ausgeschieden wurden. Diese 3 Punkte und die restlichen 51 Ferntaxationspunkte wurden aus dem Datensatz entfernt. Somit blieben nach diesen ersten Modifikationen 878 Fälle in der Tabelle.

Im zweiten Schritt wurde die so modifizierte Tabelle in 2 Tabellen aufgeteilt. In der ersten Tabelle (Hauptdatensatz) wurden alle vorhandenen Inventurpunkte mit den Nummern von 1 bis

1838 (ungeteilte Inventurpunkte, Teilflächen A der Teilungspunkte) und der Punkt 30352 zusammengefasst. In der zweiten Tabelle (Nebdatensatz) wurden alle 88 Ansprachen der Teilflächen B der Teilungspunkte und alle 17 (Wiederholungs-)Punkte, die sowohl 1994 als auch 1996 aufgenommen wurden, abgespeichert. Dann wurden im Hauptdatensatz die Punkte 1837, 1838 und 30352, für die keine Koordinaten mitgeliefert wurden, gelöscht. Somit blieben im Hauptdatensatz 770 geteilte oder ungeteilte Inventurpunkte.

Im dritten Schritt wurden zuerst die Bodentypenansprachen der Wiederholungspunkte miteinander verglichen. Bei 8 Wiederholungspunkten wurden sowohl bei der Erst- als auch bei der Zweitaufnahme die gleichen Bodentypen ausgeschieden und mussten deshalb nicht verändert werden. Bei 7 Wiederholungspunkten unterschieden sich die angesprochenen Bodentypen. In diesen Fällen wurden die Bodentypen des Hauptdatensatzes, die auf den Bodenansprachen des Jahres 1994 basierten, durch die Bodentypen des Nebdatensatzes, die auf den Ansprachen des Jahres 1996 basierten, ausgetauscht. Der Inventurpunkt 236, der bei der Zweitaufnahme als Teilungspunkt ausgenommen wurde, wurde nicht entfernt, weil der Grund für die Teilung nicht in einem Wechsel der Standortfaktoren lag. Der Bodentyp der Erstaufnahme wurde jedoch gegen den der Zweitaufnahme ausgetauscht. Deshalb umfassten auch nach diesem Arbeitsschritt der Hauptdatensatz 770 Punkte.

Im vierten Schritt wurden jene Punkte, für die kein Bodentyp ausgeschieden wurde, weil sie auf einer Forstraße (214, 562, 747) und auf einer Schotterbank (1634) lagen, aus dem Hauptdatensatz entfernt. Diese Modifikation verringerte die Anzahl der Inventurpunkte im Hauptdatensatz auf 766.

Im fünften Schritt wurden die Teilungspunkte näher untersucht. Dabei wurde zuerst geschaut, ob für alle Teilflächen des Inventurpunkts ein Bodentyp ausgeschieden wurde oder nur für eine der Teilflächen. Dann wurden ausgewählte Parameter des Inventurschlüssels, die bei der Naturrauminventur für die Teilflächen aufgenommen wurden, (z.B.: Anmerkungen zu den Bodentypen, WÖBT – Typen, aktuelle und potentielle natürliche Vegetation, Kurzbeschreibung des Bestandes) miteinander verglichen. Auf Basis dieses Vergleichs wurde der Versuch unternommen, den Teilungsgrund zu ermitteln. Dann wurde entschieden, den Bodentyp der Teilfläche A im Hauptdatensatz zu belassen, zu entfernen oder den Bodentyp der Teilfläche B in den Hauptdatensatz einzufügen. Dabei wurde nach folgenden Regeln vorgegangen.

Wenn auf den Teilflächen der gleiche Bodentyp ausgeschieden wurde, aber der Grund für die Teilung aus den Parametern der Naturrauminventur (358, 380, 616, 1802) nicht rekonstruiert werden konnte oder die Teilung aufgrund unterschiedlicher Standortfaktoren (691, 717, 823, 1130) erfolgte, dann wurde der Punkt aus dem Hauptdatensatz entfernt. Wenn sich die Standortfaktoren jedoch glichen und die Teilung nur aufgrund unterschiedlicher WÖBT – Typen oder der menschlichen Bewirtschaftung (z.B.: Bestandesgrenzen durch Forststraße, Kahlschlag oder Beweidung) erfolgte, dann wurde der Bodentyp der Teilfläche A (191, 384, 385, 437, 660, 705, 710, 737, 758, 808, 812, 864, 918, 973, 992, 1185, 1211, 1232, 1544, 1810, 1818) im Hauptdatensatz belassen. Wenn auf den Teilflächen unterschiedliche Bodentypen

ausgeschieden wurden, dann wurde der Punkt aus dem Hauptdatensatz (409, 581, 671, 689, 711, 770, 882, 911, 1283, 1647) entfernt. Eine Ausnahme bildete der Punkt 1583, dessen Bodentyp der Teilfläche A durch den Bodentyp der Teilfläche B ausgetauscht wurde. Auf den Teilflächen dieses Punktes wurden zwar 2 unterschiedliche Bodentypen ausgeschieden, aber die Teilfläche A wurde durch den Forststraßenbau so stark beeinflusst, dass der ausgeschiedene Bodentyp nicht mehr die „natürlichen“ Zusammenhänge widerspiegelte.

Dieselben Regeln wurden auch bei den Punkten angewandt, auf deren Flächen trotz der Ausscheidung von Teilflächen nur ein Bodentyp ausgeschieden wurde. Wenn nur ein Bodentyp ausgeschieden wurde, sich die Standorte (572, 635, 682, 768, 914, 969, 1421, 1490) unterschieden oder die Standorte durch die Parameter der Naturrauminventur nicht rekonstruiert werden konnten (258, 726, 1543, 1545), dann wurde der Punkt aus dem Hauptdatensatz entfernt. Wenn nur ein Bodentyp ausgeschieden wurde, sich die Standorte gleichen und der Grund für die Teilung nur in unterschiedlichen WÖBT – Typen oder der menschlichen Bewirtschaftung (z.B.: Forststraßenbau, Bestandesgrenzen aufgrund der Forstwirtschaft oder der Beweidung) lag, dann wurde der Bodentyp der Teilfläche A (192, 597, 656, 663, 852, 855, 902, 903, 915, 1134, 1158, 1235, 1383, 1435, 1507, 1513, 1555, 1581, 1586, 1620) nicht geändert oder der Bodentyp der Teilfläche B (213, 1594) in den Hauptdatensatz eingefügt.

Eine Ausnahme bildeten die Punkte, deren Teilflächen aufgrund eines Gewässers ausgeschieden wurden. Da Gewässer prinzipiell nichts mit der Modellierung der Bodentypen zu tun haben, wurde der Bodentyp der Teilfläche A im Hauptdatensatz (31, 421, 744, 858, 959, 960, 1102, 1201) belassen oder der Bodentyp der Teilfläche B (1338) in den Hauptdatensatz eingefügt.

Zum Schluss wurden noch die Punkte 665, 847 und 1080 gelöscht, weil die Flächen dieser Punkte durch die menschliche Bewirtschaftung (z.B.: Forststraßenbau) so stark beeinflusst wurden, dass die Bodenansprachen nicht mehr die „natürlichen“ Zusammenhänge widerspiegeln.

Insgesamt wurden im Zuge dieses fünften Arbeitsschrittes 33 Punkte aus dem Hauptdatensatz entfernt. Bei 4 Punkten wurde der Bodentyp der Teilfläche A durch jenen der Teilfläche B ausgetauscht. Von 49 Punkten wurden zwar die Bodentypen und die Standorte der Teilflächen A und B verglichen, aber keine Veränderungen im Hauptdatensatz vorgenommen. Im Endeffekt wurden 733 Punkte für die Modellierung der Bodentypen berücksichtigt.

Vor der Modellierung der Bodentypen musste noch die Gruppierung der Bodentypen verändert werden, weil die Ergebnisse der binären logistischen Regression nur dann statistisch auswertbar sind, wenn die Häufigkeiten der eingehenden Gruppen über 25 Fälle liegen. Da jedoch die Häufigkeiten der meisten ausgeschiedenen Bodentypen (Tabelle 18) unter dieser Grenze liegen, wurde nach Rücksprache mit KATZENSTEINER (persönliche Mitteilung) beschlossen, die vorkommenden Bodentypen zu 3 großen Gruppen zusammenzuschließen. Die erste Gruppe, die die Bodentypen Rendzina (RZ), braunlehmbeeinflusste Rendzina (RZBL),

Fels – Auflagehumusboden (RZOC), Protorendzina (PR), pseudovergleyte Protorendzina (RZPG) und Tangelrendzina (RZTG) beinhaltet, wurde als Gruppe der Bodentypen mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss bezeichnet. Die zweite Gruppe mit den Bodentypen Braunlehmrendzina (BLRZ), Braunlehm (BL), pseudovergleyter Braunlehm (BLPG) und pseudovergleyte Braunlehmrendzina (BLRZPG) wurde als Gruppe der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss bezeichnet. Die dritte Gruppe mit der Bezeichnung Gruppe der Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss wurde nicht durch die Zusammenfassung ausgewählter Bodentypen erstellt. Ihre Ausscheidung basierte auf den Merkmalen Fleckungen – Häufigkeit und Konkretionen – Anzahl, die im Zuge der Bodenansprache der Naturrauminventur erhoben wurden. Eine Bodenansprache wurde dann der Gruppe der Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss zugeordnet, wenn entweder die Häufigkeit der Fleckungen zwischen 5 und 20% oder über 20% der Fläche des Bodenhorizontes betrug oder über 20 Stück Konkretionen je dm^2 Fläche des Bodenhorizontes zu finden waren. Die Inventurpunkte, die zu keiner der Gruppen gezählt werden konnten, wurden aus dem Datensatz entfernt und erst in der endgültigen Karte der Bodentypen in Form von Punktsignaturen berücksichtigt. Aufgrund dieser Modifikationen gingen schlussendlich die Bodentypen von 688 Inventurpunkten in den Modelldatensatz ein.

10.4.3 Daten der potentiell natürlichen Vegetation

Die Basis für diese Modellierung stellte eine Tabelle der potentiell natürlichen Vegetationseinheiten (PNV) dar, die von KOCH übermittelt wurde. Sie enthielt die Ansprachen der PNV für die Inventurpunkte, die zwischen 1994 und 1998 erhoben wurden und, bei denen es sich um potentielle Waldflächen handelte.

Wie Tabelle 19 zeigt wurden insgesamt 750 Ansprachen der PNV von KOCH (1998) durchgeführt. 18 Ansprachen betrafen jene Inventurpunkte, die sowohl 1994 als auch 1996 aufgenommen wurden. 64 Ansprachen bezogen sich auf Inventurpunkte, die in 2 (62) oder 3 (2) Teilflächen geteilt wurden. So wie die Daten der effektiven Gründigkeit und der Bodentypen mussten auch die Ansprachen der potentiell natürlichen Vegetation vor der Modellierung aufbereitet werden.

Im ersten Schritt wurde die Tabelle als DBase – Format abgespeichert. Dann wurde sie im ArcView zusammen mit der Tabelle, die alle 932 Inventurpunkte und der Information, ob es sich um Teilungs- und/oder Ferntaxationspunkte enthielt, geladen und miteinander verbunden, wobei die Inventurpunktnummern als Verknüpfungsschlüssel dienten. Diese erweiterte Tabelle wurde als DBase – Datei abgespeichert.

Im zweiten Schritt wurde die so modifizierte Tabelle in 2 Tabellen aufgeteilt. In der ersten Tabelle (Hauptdatensatz) wurden alle vorhandenen Inventurpunkte mit den Nummern von 1 bis 1838 (ungeteilte Inventurpunkte, Teilflächen A der Teilungspunkte) und der Punkt 30352 zusammengefasst. In der zweiten Tabelle (Nebendatensatz) wurden alle 64 Teilflächen der

Teilungspunkte (62 Teilflächen B, 2 Teilflächen C) und alle 18 (Wiederholungs-)Punkte abgespeichert. Dann wurden im Hauptdatensatz die Punkte 1837, 1838 und 30352, für die keine Koordinaten mitgeliefert wurden, gelöscht. Somit blieben im Hauptdatensatz 665 geteilte oder ungeteilte Inventurpunkte.

Im dritten Arbeitsschritt wurden die Wiederholungsaufnahmen behandelt. Bei 11 Wiederholungspunkten änderte sich die ausgeschiedene potentiell natürliche Vegetationseinheit nicht. Bei 5 Wiederholungspunkten wurde sie geändert. Da der Punkt 236 1996 als Teilungspunkt aufgenommen wurde, musste der Punkt 5236 in den Nebendatensatz eingefügt werden. Damit erhöhte sich die Zahl der Teilungspunkte, auf denen eine potentiell natürliche Vegetation ausgeschieden wurde, auf 65. Da für den Punkt 231 1994 noch keine potentiell natürliche Vegetationseinheit ausgeschieden wurde, wurde die Vegetationseinheit des Punktes 10231 als Punkt 231 in den Hauptdatensatz eingefügt. Deshalb erhöhte sich die Zahl der Punkte im Hauptdatensatz auf 666.

Dann wurden die potentiell natürlichen Vegetationseinheiten der 65 Teilungspunkte genauer untersucht. Dabei wurde nach den gleichen Regeln wie bei der Aufbereitung der Daten der Bodentypen vorgegangen.

Wenn auf den Teilflächen die gleichen potentiell natürlichen Vegetationseinheiten ausgeschieden wurden, aber der Grund für die Teilung aus den Parametern der Naturrauminventur (258, 358, 380) nicht rekonstruiert werden konnte oder die Teilung aufgrund unterschiedlicher Standortfaktoren (581, 691, 717, 770, 1490) erfolgte, dann wurde der Punkt aus dem Hauptdatensatz entfernt. Wenn sich die Standortfaktoren jedoch glichen und die Teilung nur aufgrund unterschiedlicher WÖBT – Typen oder der menschlichen Bewirtschaftung (z.B.: Bestandesgrenzen durch Forststraße, Kahlschlag oder Beweidung) erfolgte, dann wurde die PNV der Teilfläche A (191, 192, 236, 384, 409, 421, 437, 660, 671, 705, 710, 823, 847, 911, 914, 915, 918, 992, 1130, 1211, 1232, 1513, 1544, 1581, 1583, 1586) im Hauptdatensatz belassen. Wenn auf den Teilflächen unterschiedliche potentiell natürliche Vegetationseinheiten ausgeschieden wurden, dann wurde der Punkt aus dem Hauptdatensatz (385, 572, 597, 663, 689, 711, 726, 737, 808, 812, 852, 855, 882, 1543, 1802, 1810, 1818) entfernt. Eine Ausnahme bildeten jene Punkte (1383, 1545, 1555, 1620), deren Teilfläche B so stark durch menschliche Tätigkeit (z.B.: Forststraßenbau) verändert wurden, dass die Ausscheidung der potentiell natürlichen Vegetationseinheit nicht mehr aufgrund der Standortfaktoren, sondern aufgrund des irreversiblen Einflusses des Menschen erfolgte. In diesen Fällen wurde der Punkt nicht aus dem Hauptdatensatz gelöscht.

Dieselben Regeln wurden auch bei den Punkten angewandt, auf deren Flächen trotz der Ausscheidung von Teilflächen nur eine PNV ausgeschieden wurde. Wenn nur eine potentiell natürliche Vegetationseinheit ausgeschieden wurde, sich die Standorte (758, 1421) unterschieden oder die Standorte durch die Parameter der Naturrauminventur nicht rekonstruiert werden konnten (864), dann wurde der Punkt aus dem Hauptdatensatz entfernt. Wenn nur eine PNV ausgeschieden wurde, sich die Standorte glichen und der Grund für die

Teilung nur in unterschiedlichen WÖBT – Typen oder der menschlichen Bewirtschaftung (z.B.: Forststraßenbau, Bestandesgrenzen aufgrund der Forstwirtschaft oder der Beweidung) lag, wurde die PNV der Teilfläche A belassen oder die potentiell natürliche Vegetation der Teilfläche B (213) in den Hauptdatensatz eingefügt.

Eine Ausnahme bildeten die Punkte, deren Teilflächen aufgrund eines Gewässers ausgeschieden wurden. Da Gewässer prinzipiell nichts mit der Modellierung der potentiell natürlichen Vegetation zu tun haben, wurde die potentiell natürliche Vegetationseinheit der Teilfläche A im Hauptdatensatz (31, 744, 1201) belassen oder die PNV der Teilfläche B (1338) in den Hauptdatensatz eingefügt.

Zum Schluss wurde noch der Punkt 1080 gelöscht, weil die Fläche des ganzen Inventurpunktes durch die menschliche Bewirtschaftung (z.B.: Forststraßenbau) so stark beeinflusst wurde, dass die Ausscheidung der potentiell natürlichen Vegetation aufgrund des irreversiblen menschlichen Einflusses erfolgte.

Auf Basis dieser Regeln wurden im Zuge dieses fünften Arbeitsschrittes 29 der 65 Punkte ausgeschieden. Da bei 3 dieser 29 Punkte keine Vegetationseinheit auf der Teilfläche A ausgeschieden wurde, wurden im Endeffekt nur 26 Punkten aus dem Hauptdatensatz entfernt. Von 33 Punkten wurden zwar die Bodentypen der Teilflächen A und B verglichen, aber keine Veränderungen im Hauptdatensatz vorgenommen. Da für 2 Punkte auf der Teilfläche A keine Vegetationseinheiten ausgeschieden wurden, wurden jene der Teilfläche B in den Hauptdatensatz eingefügt. Damit ergaben sich schlussendlich 642 Inventurpunkte, die für die Modellierung der potentiell natürlichen Vegetation verwendet wurden.

Auch bei den ausgeschiedenen potentiell natürlichen Vegetationseinheiten stellte sich das Problem, dass die Häufigkeiten einiger Einheiten unter 25 Fällen und damit für eine Modellierung zu gering ausfielen. Die letzte Spalte der Tabelle 19 zeigt unter anderem jene Vegetationseinheiten, die nicht modelliert werden konnten. Eine Ausnahme wurde bei den Latschengesellschaften getroffen. Da sich die Standortfaktoren ihrer Verbreitungsschwerpunkte in etwa gleichen, wurden sie zu einer Gruppe zusammengeschlossen.

10.5 Anhang E

10.5.1 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Gefahr – Gefährdung – Vulnerabilität – Risiko.	2
Abbildung 2: Regionalisierung punktförmiger Daten.....	3
Abbildung 3: Lage des Nationalparks Kalkalpen.	5
Abbildung 4: Klimadiagramme für ausgewählte Stationen in der näheren Umgebung des Nationalparks	6
Abbildung 5: Schematische Darstellung der Ergebnisse der Tiefenbohrung „Molln“ (aus GÄRTNER ET AL., 1994).	7
Abbildung 8: Geometrisch – topologische Modellierung von Beispielflächen (aus DE LANGE, 2002).	12
Abbildung 9: Knoten – Kanten – Knoten Modellierung der Flächen in Abbildung 1 (aus DE LANGE, 2002).	12
Abbildung 10: Polygon – Kanten Modellierung der Flächen in Abbildung 1 (aus DE LANGE, 2002).	13
Abbildung 11: Verarbeitung der Attribute von Geoobjekten bei räumlichen Verschneidungen (aus DE LANGE, 2002).	17
Abbildung 12: Räumliche Überlagerungs- oder Verschneidungsfunktionen (aus DE LANGE, 2002).	18
Abbildung 13: Verarbeitung von Grenzen (aus DE LANGE, 2002).	18
Abbildung 14: Darstellung der Höhenstufen auf Basis des digitalen Geländehöhenmodells.	24
Abbildung 15: Ergebnis der kontinuierlichen Bewertung der Sommerhabitate des Auerwildes.	31
Abbildung 16: Ergebnis der diskreten Bewertung der Sommerhabitate des Gamswildes.	33
Abbildung 17: Ergebnis der Erreichbarkeitsanalyse.	43
Abbildung 18: Darstellung der Grenzen des Nationalparks und des Arbeitsgebiets.	46
Abbildung 19: Darstellung des modifizierten digitalen Höhenmodells.	48
Abbildung 20: Gruppierung der geologischen Substrate (nach KATZENSTEINER, MITTERBÖCK, 1998).	49
Abbildung 21: Hydrogeologische Gruppierung der Gesteinsarten (nach ANGERER ET AL., 1996).	50
Abbildung 22: Darstellung der Flächen mit leichter Karrenbildung.	51
Abbildung 23: Darstellung des Gewässernetzes basierend auf der Typisierung von ANGERER ET AL. (1996).	52
Abbildung 24: Lage der Quellen im Nationalpark.	52
Abbildung 25: Ergebnis der Modifikation der Rasterdaten der kontinuierlichen Habitatbewertung für das Auerwild.	54

Abbildung 26: Darstellung der Wintereinstände des Rotwildes.	55
Abbildung 27: Ergebnis der Modifikation der diskreten Habitatbewertung des Gamswildes.....	56
Abbildung 28: Darstellung der Amphibienbiotope.....	56
Abbildung 29: Darstellung der Balzplätze und Brutgebiete des Birkwildes.	57
Abbildung 30: Darstellung der Flächen der Biotopkartierung, die für das Projekt verwendet wurden.	58
Abbildung 31: Darstellung ausgewählter wildökologischer Bestandstypen.....	59
Abbildung 32: 300*300 Meter Raster der Punkte der Naturrauminventur.	59
Abbildung 33: Modifikation des Ergebnisses der Erreichbarkeitsanalyse.	67
Abbildung 34: Darstellung der gängigsten Schitouren.....	68
Abbildung 35: Darstellung der Wege, der Forststraßen und der touristischen Infrastruktur.....	69
Abbildung 36: Darstellung der Flächen mit historischen und aktuellen Weiderechten.....	69
Abbildung 37: Zonen des Wildtiermanagements.	70
Abbildung 38: Darstellung der Flächen der Bewahrungszone.....	71
Abbildung 39: Kombination der Modelle der Bodentypen.....	93
Abbildung 40: Kombination des Modells der effektiven Gründigkeit und der Modelle der Bodentypen.....	95
Abbildung 41: Kombination der Modelle der PNV.....	98
Abbildung 42: Kombination der Modelle der PNV.....	99
Abbildung 43: Darstellung der Gefahren durch den Menschen und der betroffenen Themenbereiche.	100
Abbildung 44: Darstellung der Gefahren durch das Weidevieh und der betroffenen Themenbereiche.	101
Abbildung 45: Darstellung der Häufigkeitsverteilung der standardisierten Residuen.....	141
Abbildung 46: Darstellung der nicht standardisierten Residuen und der nicht standardisierten geschätzten Werte.	142
Abbildung 47: Flächenhafte Visualisierung des Modells der effektiven Gründigkeit.	143
Abbildung 48: Reklassifikation in 5 Gründigkeitsklassen und Kombination mit den Flächen initialer Bodenbildung.....	143
Abbildung 49: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit der Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss.	153
Abbildung 50: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss.	153
Abbildung 51: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit der Böden mit Stau- oder Tagwassereinfluss.	154
Abbildung 52: Kombination der Modelle der Bodentypen.....	154
Abbildung 53: Kombination der Modelle der Bodentypen mit den Flächen mit fehlender Bodenbedeckung oder Rohböden.	155
Abbildung 54: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit des Helleboro nigri – Fagetums 1..	170

Abbildung 55: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit des Helleboro nigri – Fagetums 2. .	171
Abbildung 56: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit des Carici albae – Fagetums.	171
Abbildung 57: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit des Carici albae – Piceetums.	172
Abbildung 58: Darstellung der Eintrittswahrscheinlichkeit der Latschengesellschaften.	172
Abbildung 59: Kombination der Modelle der potentielle natürlichen Vegetation	173
Abbildung 61: Gefährdungsbewertung der 3 Kategorien der Erreichbarkeitsanalyse.....	185
Abbildung 62: Gefährdungsbewertung des Wegenetzes und der touristischen Infrastruktureinrichtungen.	185
Abbildung 63: Gefährdungsbewertung der markierten und unmarkierten Wege.	186
Abbildung 64: Gefährdungsbewertung der Forststraßen.....	187
Abbildung 65:Gefährdungsbewertung der Schitouren.....	187
Abbildung 66: Gefährdungsbewertung der Flächen der Bewahrungszone.....	188
Abbildung 67: Gefährdungsbewertung der Einstände des Rotwildes.....	189
Abbildung 68: Gefährdungsbewertung der Fläche mit abgelaufenen Weiderechten.	190
Abbildung 69: Gefährdungsbewertung der Fläche mit Bestandeslücken.....	190
Abbildung 70: Gefährdungsbewertung der gepufferten Forststraßen.	191
Abbildung 71: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit (Sommer) für das Rotwild.	197
Abbildung 72: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit (Herbst) für das Rotwild.	197
Abbildung 73: Darstellung der Vulnerabilität für die Zeit mit Schneebedeckung für das Rotwild.	198
Abbildung 74: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit für das Gamswild.	198
Abbildung 75: Darstellung der Vulnerabilität für die Zeit mit Schneebedeckung für das Gamswild.	199
Abbildung 76: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit für das Auerwild.	200
Abbildung 77: Darstellung der Vulnerabilität für die Zeit mit Schneebedeckung für das Auerwild.	200
Abbildung 78: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit für das Birkwild.	201
Abbildung 79: Darstellung der Vulnerabilität für die Zeit mit Schneebedeckung für das Birkwild.	201
Abbildung 80: Darstellung der Vulnerabilität für die schneefreie Zeit für das Haselwild.	202
Abbildung 81: Darstellung der Vulnerabilität für die Zeit mit Schneebedeckung für das Haselwild.....	202
Abbildung 82: Darstellung der Vulnerabilität für das Alpenschneehuhn.....	203
Abbildung 83: Darstellung der Vulnerabilität für die Amphibien.....	204
Abbildung 84: Darstellung der Vulnerabilität für die Schmetterlingsbiotope.	204
Abbildung 85: Darstellung der Vulnerabilität für die Gewässer und Feuchtbiotope.	205
Abbildung 86: Darstellung der Vulnerabilität für die wertvollen Sonderstandorte.....	205

Abbildung 87: Darstellung der Vulnerabilität der Bodentypen mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss hinsichtlich des Gefahrenbereichs Bodenverdichtung.....	206
Abbildung 88: Darstellung der Vulnerabilität der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss und jener mit Wassereinfluss hinsichtlich des Gefahrenbereichs Bodenverdichtung.	207
Abbildung 89: Darstellung der Vulnerabilität des Bodens hinsichtlich des Gefahrenbereichs Bodenerosion.....	208
Abbildung 90: Darstellung der Vulnerabilität des Karstwassers.	208
Abbildung 91: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Rotwildes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.	222
Abbildung 92: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Rotwildes durch den Menschen in der Brunftzeit.	222
Abbildung 93: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Rotwildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.	223
Abbildung 94: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Rotwildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.	223
Abbildung 95: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Gamswildes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.....	224
Abbildung 96: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Gamswildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.....	225
Abbildung 97: Risikobewertung zum Thema Konkurrenz Gamswild und Weidevieh.	225
Abbildung 98: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Auerwildes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.....	227
Abbildung 99: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Birkwildes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.	227
Abbildung 100: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Haselwildes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.....	228
Abbildung 101: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Alpenschneehuhnes durch den Menschen in der schneefreien Zeit.....	228
Abbildung 102: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Auerwildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.....	229
Abbildung 103: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Birkwildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.....	229
Abbildung 104: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Haselwildes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.....	230
Abbildung 105: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Alpenschneehuhnes durch den Menschen in der Zeit mit Schneebedeckung.....	230
Abbildung 106: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Auerwildes durch das Weidevieh.	231

Abbildung 107: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Birkwildes durch das Weidevieh.....	231
Abbildung 108: Risikobewertung zum Thema Beunruhigung des Haselwildes durch das Weidevieh.....	232
Abbildung 109: Risikobewertung zum Thema Veränderung des Lebensraumes des Auerwildes durch die Einstellung der Bewirtschaftung.....	232
Abbildung 110: Risikobewertung zum Thema Veränderung des Lebensraumes des Birkwildes durch die Einstellung der Bewirtschaftung.....	233
Abbildung 111: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung der Amphibienbiotope durch den Menschen.....	234
Abbildung 112: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung der Amphibienbiotope durch das Weidevieh.....	234
Abbildung 113: Risikobewertung zum Thema Zerstörung der Schmetterlingsbiotope durch die Beendigung der Bewirtschaftung.....	235
Abbildung 114: Risikobewertung zum Thema Zerstörung der Schmetterlingsbiotope durch die Auflassung der Forststraßen.....	236
Abbildung 115: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung der Schmetterlingsbiotope durch das Weidevieh.....	236
Abbildung 116: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung ausgewählter Gewässer und Feuchtbiotope durch den Menschen.....	237
Abbildung 117: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung ausgewählter Gewässer und Feuchtbiotope durch den Menschen.....	238
Abbildung 118: Risikobewertung zum Thema Beeinträchtigung ausgewählter Gewässer und Feuchtbiotope durch das Weidevieh.....	238
Abbildung 119: Risikobewertung zum Thema Zerstörung wertvoller Sonderstandorte durch den Menschen.....	239
Abbildung 120: Risikobewertung zum Thema Zerstörung wertvoller Sonderstandorte durch den Menschen.....	240
Abbildung 121: Risikobewertung zum Thema Zerstörung wertvoller Sonderstandorte durch das Weidevieh.....	240
Abbildung 122: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss durch den Menschen.....	242
Abbildung 123: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss oder mit Wassereinfluss durch den Menschen.....	242
Abbildung 124: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss durch den Menschen.....	243
Abbildung 125: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss oder mit Wassereinfluss durch den Menschen.....	243

Abbildung 126: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit keinem oder geringem Braunlehmeinfluss durch das Weidevieh.....	244
Abbildung 127: Risikobewertung zum Thema Verdichtung der Böden mit deutlichem Braunlehmeinfluss oder mit Wassereinfluss durch das Weidevieh.....	244
Abbildung 128: Risikobewertung zum Thema Bodenerosion durch den Menschen.	246
Abbildung 129: Risikobewertung zum Thema Bodenerosion durch den Menschen.	246
Abbildung 131: Risikobewertung zum Thema Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch den Menschen.....	248
Abbildung 132: Risikobewertung zum Thema Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch den Menschen.....	249
Abbildung 133: Risikobewertung zum Thema Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch das Weidevieh.	249
Abbildung 134: Risikobewertung zum Thema Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch das Rotwild.	250

10.5.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Vergleichende Gegenüberstellung von Vektor- und Rasterdaten (aus DE LANGE, 2002).....	14
Tabelle 2: Ober- und unterirdischer Karstformenschatz.	27
Tabelle 3: Glazialer Formenschatz.	27
Tabelle 4: Fluviglazialer und fluvialer Formenschatz.....	27
Tabelle 5: Formen der mechanischen Geländeformung.....	27
Tabelle 6: Anthropogene Einflüsse.....	28
Tabelle 7: Aggregierte Typisierung nach KATZENSTEINER und MITTERBÖCK (1998).	28
Tabelle 8: Datenbestände der vorkommenden Raufußhuhnarten.....	30
Tabelle 9: Datenbestände des Rot- und Gamswildes.....	32
Tabelle 10: Wildökologische Bestandestypen (WÖBT).	36
Tabelle 11: Überschirmungsgradklassen.....	37
Tabelle 12: Typen der Mischungsformen.....	37
Tabelle 13: Häufigkeitskategorien des Merkmals Bestandeslücken.....	38
Tabelle 14: Typen der sichtbaren Bodenvegetation.	38
Tabelle 15: Topographie der ausgeschiedenen Flächen.....	39
Tabelle 16: Typen von Hindernissen.....	39
Tabelle 17: Häufigkeitskategorien des Merkmals Geländekanten.....	39
Tabelle 18: Aufbereitung der Ansprachen der Bodentypen.....	64
Tabelle 19: Häufigkeiten der potentiell natürlichen Vegetationseinheiten.	66
Tabelle 20: Auflistung der alten und der neuen Klassifizierung des Ergebnisses der Erreichbarkeitsanalyse.....	67

Tabelle 21: Ablaufschritte der linearen Regressionsanalyse (aus BACKHAUS ET AL., 2003)..	73
Tabelle 22: Ablaufschritte der logistischen Regressionsanalyse.....	84
Tabelle 23: Klassifikationsmatrix einer binären logistischen Regression.	89
Tabelle 24: Gefährdungsbewertung der Erreichbarkeitskategorien.	102
Tabelle 25: Gefährdungsbewertung der Infrastruktureinrichtungen.	103
Tabelle 26: Gefährdungsbewertung der markierten und unmarkierten Wege.....	103
Tabelle 27: Gefährdungsbewertung der Bewahrungszone.....	104
Tabelle 28: Gefährdungsbewertung der Einstände des Rotwildes.....	104
Tabelle 29: Vulnerabilitätsbewertung der Areale des Rotwildes.....	105
Tabelle 30: Vulnerabilitätsbewertung der Areale des Gamswildes.....	106
Tabelle 31: Vulnerabilitätsbewertung der Areale der Rauhfußhuhnarten.....	107
Tabelle 32: Vulnerabilitätsbewertung der Amphibienbiotope.....	108
Tabelle 33: Vulnerabilitätsbewertung der Schmetterlingsbiotope.....	108
Tabelle 34: Vulnerabilitätsbewertung der floristisch wertvollen Standorte.....	109
Tabelle 35: Vulnerabilitätsbewertung der Gewässer und Feuchtbiotope.	109
Tabelle 36: Gruppierung und Vulnerabilitätsbewertung der Gesteinsarten.....	111
Tabelle 37: Vulnerabilitätsbewertung der Bodentyp – Gründigkeitsklassen.....	111
Tabelle 38: Vulnerabilitätsbewertung der Vegetation.	111
Tabelle 39: Ausscheidung der 5 Vulnerabilitätsstufen des Karstwassers.	112
Tabelle 40: Vulnerabilitätsbewertung der Gründigkeitsklassen der Bodentypen mit keinem oder leichtem Braunlehmeinfluss.	113
Tabelle 41: Vulnerabilitätsbewertung der Gründigkeitsklassen der Bodentypen mit deutlichem Braunlehmeinfluss und der Bodentypen mit Tag- oder Stauwassereinfluss.	113
Tabelle 42: Vulnerabilitätsbewertung der Bodentyp – Gründigkeitsklassen.....	114
Tabelle 43: Vulnerabilitätsbewertung der Neigungsklassen.....	114
Tabelle 44: Ausscheidung der 5 Vulnerabilitätsstufen des Bodens hinsichtlich des Problems Bodenerosion.....	114
Tabelle 45: Ausweisung von Risikostufe für das Problem Beunruhigung des Rotwildes in der Zeit mit Schneebedeckung durch den Menschen.....	115
Tabelle 46: Ausweisung von Risikostufe für das Problem Beunruhigung des Rotwildes in der Zeit mit Schneebedeckung durch Schitourengeher.....	116
Tabelle 47: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beunruhigung des Rotwildes in der Brunftzeit durch den Menschen.	116
Tabelle 48: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Beunruhigung des Rotwildes in der schneefreien Zeit.....	116
Tabelle 49: Ausweisung von Risikostufe für das Problem Beunruhigung des Gamswildes in der Zeit mit Schneebedeckung durch Schitourengeher.....	117
Tabelle 50: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Beunruhigung des Rotwildes in der schneefreien Zeit durch den Menschen.....	117

Tabelle 51: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Konkurrenzdruck auf das Gamswild durch das Weidevieh.	118
Tabelle 52: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beunruhigung der Rauhfußhühner in der Zeit mit Schneebedeckung durch Schitourengeher.....	118
Tabelle 53: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Beunruhigung der Rauhfußhühner in der schneefreien Zeit durch den Menschen.	119
Tabelle 54: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Konkurrenzdruck auf die Rauhfußhühner durch das Weidevieh.	119
Tabelle 55: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Veränderung der Lebensraumes der Rauhfußhühner.	120
Tabelle 56: Ausweisung der Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der Amphibienbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch das Weidevieh.	120
Tabelle 57: Ausweisung der Risikostufe für das Problem Beeinträchtigung der Amphibienbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch den Menschen.	120
Tabelle 58: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Veränderung des Lebensraumes der Schmetterlinge.	121
Tabelle 59: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Veränderung des Lebensraumes der Schmetterlinge.	121
Tabelle 60: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Vereinheitlichung der Vegetationsbestände.	121
Tabelle 61: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der wertvollen Sonderstandorte durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch das Weidevieh.....	122
Tabelle 62: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der wertvollen Sonderstandorte durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch den Menschen.....	122
Tabelle 63: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der wertvollen Sonderstandorte durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch den Menschen.....	123
Tabelle 64: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der Oberflächengewässer und Feuchtbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch den Menschen.....	123
Tabelle 65: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der Oberflächengewässer und Feuchtbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch das Weidevieh.....	124
Tabelle 66: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Beeinträchtigung der Oberflächengewässer und Feuchtbiotope durch Betritt und/oder Schadstoffeintrag durch den Menschen.....	124
Tabelle 67: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch den Menschen.	125
Tabelle 68: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch den Menschen.	125

Tabelle 69: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch das Weidevieh.	126
Tabelle 70: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Schadstoffeintrag in das Karstwasser durch das Rotwild.....	126
Tabelle 71: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenverdichtung durch das Weidevieh.	127
Tabelle 72: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenverdichtung durch den Menschen.....	128
Tabelle 73: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenverdichtung durch den Menschen.....	129
Tabelle 74: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenerosion durch das Weidevieh.	130
Tabelle 75: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenerosion durch den Menschen.	131
Tabelle 76: Ausweisung von Risikostufen für das Problem Bodenerosion durch den Menschen.	131
Tabelle 77: Modellvariablen, die die Exposition wiedergeben.	133
Tabelle 78: Modellvariablen, die die potentielle Globalstrahlung wiedergeben.....	134
Tabelle 79: Binäre geologische Variablen für die Modellierung der effektiven Gründigkeit.	134
Tabelle 80: Gruppierung der geologischen Einheiten für die Modellierung der Bodentypen. ...	135
Tabelle 81: Binäre geologische Variablen für die Modellierung der Bodentypen.	135
Tabelle 82: Gruppierung der geologischen Einheiten für die Modellierung der potentiell natürlichen Vegetation.	136
Tabelle 83: Binäre geologische Variablen der Modellierung der potentiell natürlichen Vegetation.	136
Tabelle 84: R^2 , korrigiertes R^2 des Modells der effektiven Gründigkeit.....	139
Tabelle 85: Werte des F – Tests.	139
Tabelle 86: Regressionskoeffizienten des Modells der effektiven Gründigkeit und die davon abgeleiteten statistischen Gütemaße.....	140
Tabelle 87: Korrelationskoeffizienten und deren Signifikanz für die unabhängigen Variablen.	141
Tabelle 88: -2 LogLikelihood – Werte der Nullmodelle.	148
Tabelle 89: Konstante Glieder, Wald – Statistik und Effekt-Koeffizienten der Nullmodelle.	148
Tabelle 90: Klassifikationsmatrizen der Nullmodelle.....	149
Tabelle 91: Regressionskoeffizienten, Wald – Statistik, Effekt-Koeffizienten und Konfidenzintervalle der Effektkoeffizienten der vollständigen Modelle.....	149
Tabelle 92: Werte des Likelihood – Ratio – Tests.	150
Tabelle 93: Pseudo-R-Quadrat – Statistiken der vollständigen Modelle.	151
Tabelle 94: Klassifikationsmatrizen der vollständigen Modelle.....	152
Tabelle 95: -2 LogLikelihood Werte der Nullmodelle.	163

Tabelle 96: Konstante Glieder, Wald – Statistik und Effekt-Koeffizienten der Nullmodelle.	164
Tabelle 97: Klassifikationsmatrizen der Nullmodelle.....	165
Tabelle 98: Regressionskoeffizienten, Wald – Statistik, Effekt-Koeffizienten und Konfidenzintervalle der vollständigen Modelle.....	167
Tabelle 99: Ergebnis des Likelihood Ratio – Tests.....	168
Tabelle 100: Pseudo-R-Quadrat – Statistiken der vollständigen Modelle.	168
Tabelle 101: Klassifikationsmatrizen der vollständigen Modelle.....	169
Tabelle 102: Häufigkeiten der einzelnen Bodenhorizonte.	300
Tabelle 103: Ausscheidung fehlender Bodenhorizonte.	301
Tabelle 104: Modifizierte Häufigkeiten der Bodenhorizonte.	301
Tabelle 105: Auflistung der Inventurpunkte mit einer mittleren Gründigkeit von Null.	302
Tabelle 106: Auflistung der Teilungspunkte mit einer mittleren Gründigkeit von Null.	302
Tabelle 107: Gründigkeitsklassen.....	303