

**Auswirkungen der Wiederansiedlung des Luchses  
(*Lynx lynx*) in der Nordostschweiz auf die Reh-  
(*Capreolus capreolus*) und Gamsbestände (*Rupicapra rupicapra*)  
sowie auf den Wildverbiss im Kanton St. Gallen**

**Masterarbeit**

**Jasmin SCHNYDER (1241570)**

Studium Wildtierökologie & Wildtiermanagement



Betreuung:

Ao. Univ. Prof.i.R. Dipl.-Ing. Dr. nat. techn. Friedrich Reimoser

Universität für Bodenkultur, Wien

Prof. Dr. phil. II UZH Klaus Robin

Robin Habitat AG, Uznach

In Zusammenarbeit mit dem Amt für Natur, Jagd und Fischerei Kanton St. Gallen

Zürich, September 2014



## Impressum

### Kontakte:

Ao. Univ. Prof.i.R. Dipl.-Ing. Dr. nat. techn.  
Friedrich Reimoser

friedrich.reimoser@boku.ac.at

Prof. Dr. phil II UZH  
Klaus Robin

klaus.robin@robin-habitat.ch

Jasmin Schnyder

jasmin.schnyder@hotmail.com

### Zitiervorschlag:

Schnyder J., (2014): Auswirkungen der Wiederansiedlung des Luchses (*Lynx lynx*) in der Nordostschweiz auf die Reh- (*Capreolus capreolus*) und Gamsbestände (*Rupicapra rupicapra*) sowie auf den Wildverbiss im Kanton St. Gallen. Masterarbeit in Zusammenarbeit mit dem Amt für Natur, Jagd & Fischerei Kanton St. Gallen, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur (BOKU), Wien, 54 S.

### Schlüsselworte:

Europäischer Luchs (*Lynx lynx* L.), Reh (*Capreolus capreolus* L.), Alpengams (*Rupicapra rupicapra* L.), Waldverjüngung, Verbissintensität, trophische Kaskade, Kanton St. Gallen

### Titelbild:

Peter Eggenberger

### Zusammenarbeit:

Diese Masterarbeit entstand in Zusammenarbeit mit dem Amt für Natur, Jagd & Fischerei Kanton St. Gallen.

**Kanton St.Gallen**  
**Amt für Natur, Jagd und Fischerei**



In dieser Arbeit wird von der männlichen und weiblichen Form gleichermassen gesprochen. Zugunsten einer einfacheren Lesbarkeit wird nur die männliche Form verwendet.

## Dank

Mein Dank gilt den Betreuern dieser Arbeit Prof. Dr. Friedrich Reimoser (BOKU Wien) sowie Prof. Dr. Klaus Robin (Robin Habitat AG) für ihre wertvollen Anregungen und konstruktiven Vorschläge, das Beisteuern von Informationen sowie die Bereitschaft, die Betreuung dieser Arbeit zu übernehmen. Dr. Dominik Thiel (Amt für Natur, Jagd und Fischerei SG) danke ich dafür, dass er mir die Bearbeitung dieses spannenden Themas ermöglichte sowie für seine Bereitschaft, jederzeit auf Fragen einzugehen und seinen grossen Einsatz für einen effizienten und reibungslosen Ablauf dieser Arbeit. Ebenso bedanke ich mich beim Kantonsforstamt St. Gallen für die Bereitstellung der Verbissdaten, wie auch Dr. Fridolin Zimmermann (KORA) für die Übergabe und Erklärung der Luchsdaten. Ein besonderer Dank für die äusserst wertvollen und anregenden Gespräche gebührt allen lokalen Experten wie den Regionalförstern Erwin Rebmann, Christof Gantner und insbesondere auch Dr. Rolf Ehrbar für die Aushändigung zusätzlicher Verbissdaten der Waldregion 4. Dieser Dank gilt auch allen amtierenden und ehemaligen Wildhütern Urs Büchler, Max Stacher, Peter Eggenberger sowie Mario Zanoli. Bei meinem Freund Martin Brüllhardt bedanke ich mich herzlich für seine mentale wie auch fachliche Unterstützung. Ein Dankeschön geht auch an meine Familie, welche mir die Ausbildung und damit auch diese Arbeit erst ermöglichten und mich in allen Belangen jederzeit unterstützten. Schliesslich gilt mein Dank allen hier nicht namentlich erwähnten Personen, welche in irgendeiner Art und Weise zu dieser Arbeit beitrugen.

## Glossar

(zum Nachschlagen - Begriffe auch im Text erklärt)

<b>Indikatorfläche</b>	Im Kanton SG wurde in den Jahren 2000, 2002, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012 die Verbissintensität auf gutachtlich ausgeschiedenen Indikatorflächen aufgenommen. Die Indikatorflächen lagen über den ganzen Kanton verteilt in Gebieten mit erschwerter Waldverjüngung. Eine Indikatorfläche bestand aus 30-50 systematisch angeordneten, permanenten Stichprobenflächen (Radius 2-5m) und war rund 30ha gross. Die Datenerhebung erfolgte jeweils in den Monaten April und Mai.
<b>Kern-Jagdreviere</b>	Jagdreviere, welche zum überwiegenden Teil ihrer jagdbaren Fläche im Luchs-Kerngebiet lagen
<b>Luchsbesiedlungsintensität</b>	Intensität, mit der ein Luchs ein Gebiet besiedelte bzw. mit der er darin nachgewiesen wurde (Nachweis pro Jahr in einem bestimmten Gebiet ja/nein → Konstanz der Nachweise über alle Jahre der Projektperiode)
<b>Luchsintensitätsgebiete</b>	Gebiete, in welchen der Luchs unterschiedlich intensiv nachgewiesen wurde bzw. welche unterschiedlich intensiv durch ihn besiedelt wurden. Diese Gebiete werden klassiert in Gebiete mit: <ul style="list-style-type: none"><li>- starker</li><li>- mittlerer</li><li>- schwacher</li><li>- keiner Luchspräsenz</li></ul>
<b>Luchs-Kerngebiete</b>	Gebiete mit einer starken Luchsbesiedlungsintensität. Diese Gebiete wurden seit den ersten Luchs-Wiederansiedlungen permanent besiedelt resp. es lagen über den gesamten Untersuchungszeitraum verifizierte Nachweise vor
<b>Verbissintensität</b>	Verbissintensität einer Indikatorfläche pro Jahr = prozentualer Anteil Pflanzen an der Gesamtpflanzenzahl, welcher im Zeitraum des Frühlings des vorangehenden bis im Frühling des Aufnahmejahres durch Schalenwild am Gipfeltrieb verbissen wurde. Es wurde nach Baumart und Grössenklasse unterschieden. In dieser Arbeit interessierte einerseits die durchschnittliche Verbissintensität der Weisstanne ( <i>Abies alba</i> MILL.) und andererseits die durchschnittliche Verbissintensität von allen erhobenen Baumarten zusammen (Tanne; Rotbuche, <i>Fagus sylvatica</i> L.; Esche, <i>Fraxinus excelsior</i> L.; Ahorn, <i>Acer</i> ssp.; Vogelbeere, <i>Sorbus aucuparia</i> L.; Fichte, <i>picea abies</i> L.; übrige Laubbäume).

## Abstract

In the context of the LUNO-Project (reintroduction of the Eurasian lynx in northeastern Switzerland) the Eurasian lynx (*Lynx lynx* L.) has been reintroduced to the canton of St. Gallen since 2001. A partial objective of this reintroduction was the reduction of the population size of roe deer (*Capreolus capreolus* L.) and Alpine chamois (*Rupicapra rupicapra* L.) and, in turn, a reduction of browsing intensities in young forest stands. This master thesis investigates the interactions between the levels of this tri-trophic cascade in the canton of St. Gallen. Data about lynx distribution, the development of browsing intensity as well as roe deer and chamois population-sizes (hunting statistics) were available. The results showed a significant reducing effect of lynx on roe deer population size. This effect, however, appeared to work cumulated with further factors like human hunting pressure and harsh climatic conditions. Furthermore, the analysis revealed a significant decline in chamois population size during the years after lynx reintroduction. This decline, however, could not be solely attributed to the lynx because there were several additional factors (for example diseases) involved which caused already years before lynx reintroduction a steady decline in chamois population. In addition, because the lynx prefers staying in the wood it is probable that it affected particularly these chamois which also prefer living there (and not high up in cliffs). Further analysis showed significant higher browsing intensities in areas with high local wildlife stock. But it appeared that the size of local wildlife stock is just one factor among many more, which influence local browsing intensities. Data about browsing intensity of a part of the study area showed a significant reduced browsing intensity of silver fir (*Abies alba* MILL.) for years with lynx presence compared to years without. Large-scale analysis comparing browsing intensities of areas with different intensity of lynx presence suggested a reducing effect of lynx on browsing intensities, which, however, was statistically not significant. This master thesis gave an insight into the complex interactions between the levels of the tri-trophic cascade lynx-roe deer/chamois-populations and vegetation. However, facing dynamic spatio-temporal ecosystem processes the thesis deals only with a snapshot in time. It would be interesting to repeat this study at intervals of several years. Local habitat changes and the development of red deer (*Cervus elaphus* L.) populations should then be considered too, as well as a homogenous ("lynx-free") reference area. Finally, this work also examined whether the partial objectives of the LUNO-project have been attained or not. An achievement of the objectives is evident, which has been confirmed by subjective impressions from local experts too. In addition, this study shows that - to investigate trophic cascades - it is recommendable to start a systematic data before the reintroduction of the predator, because before/after comparisons of data ensure more reliable results than the comparison of data of areas with different intensity of predator-presence.

## Zusammenfassung

Im Rahmen des Projekts LUNO (Luchsumsiedlung Nordostschweiz) wurde der Luchs (*Lynx lynx* L.) ab dem Jahr 2001 im Kanton St. Gallen wieder angesiedelt. Ein Teilziel des Projekts war die Reduktion des Reh- (*Capreolus capreolus* L.) und Gamsbestandes (*Rupicapra rupicapra* L.) und damit indirekt ein Rückgang des Wildverbisses in der Waldverjüngung. Die vorliegende Masterarbeit untersucht die Wechselwirkungen zwischen diesen trophischen Kaskadenebenen im Kanton St. Gallen. Es lagen Daten zur Luchsverbreitung sowie zu den Entwicklungen der Wildverbiss-Intensität und Reh- und Gamsbestände (Jagdstatistik) vor. Die Resultate und die Diskussion zeigten, dass ein signifikant reduzierender Effekt des Luchses auf den Rehbestand existierte, der jedoch kumulativ mit weiteren Faktoren wie der menschlichen Bejagung und reduzierenden Wetterbedingungen zu wirken schien. Die Analysen belegten einen signifikanten Rückgang des Gamsbestandes nach der Luchsansiedlung, der jedoch aufgrund zahlreicher weiterer Einflussfaktoren (u.a. Krankheiten) sowie bereits vor der Luchsansiedlung abnehmender Bestandesgrößen nicht eindeutig auf den Luchs zurückzuführen war. Aufgrund des bevorzugten Aufenthaltsgebiets des Luchses ist es wahrscheinlich, dass dieser insbesondere in den Bestand der Waldgams eingriff, welche allenfalls mit einer räumlichen Verschiebung in höhere Lagen reagierte. Weiter wurde ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen der Grösse des lokalen Wildbestandes und der Verbissintensität dargelegt. Allerdings schien die Grösse des Wildbestandes nur ein von mehreren auf die Verbissintensität zu wirkenden Faktoren zu sein. Ein Vergleich der Verbissintensitäten vor und nach der Luchsansiedlung in einem Teil des Untersuchungsgebiets zeigte einen signifikant reduzierenden Effekt des Luchses auf die Verbissintensität der Weisstanne (*Abies alba* MILL.). Der Vergleich der Verbissintensitäten zwischen Gebieten mit unterschiedlicher Luchsbesiedlungsintensität deutete auf einen reduzierenden, allerdings statistisch nicht signifikanten Effekt des Luchses auf die durchschnittlichen Verbissintensitäten hin. Diese Arbeit gab einen Einblick in die komplexen Wechselwirkungen der Kaskadenebenen Luchs-Reh-/Gamsbestände-Wildverbissintensität. Aufgrund zeitlich-räumlich dynamischer Prozesse im Ökosystem handelt es sich aber um eine Momentaufnahme. Es wäre aufschlussreich, die Studie im Abstand mehrerer Jahre zu wiederholen. Dabei sollten auch lokale Veränderungen der Lebensräume und die Entwicklung des Rothirschbestandes (*Cervus elaphus* L.) einbezogen werden, wie auch die Betrachtung eines homogenen (luchsfreien) Referenzgebiets. Die Arbeit diente auch als Erfolgskontrolle von einigen Teilzielen im LUNO-Projekt. Es wurde eine Zielerfüllung dargelegt, welche durch Gespräche mit lokalen Experten subjektiv bekräftigt wurde. Die Studie zeigte zudem, dass es sich empfiehlt, für trophische Kaskadenuntersuchungen in Wiederansiedlungsprojekten bereits vor der Prädatorenansiedlung ein systematisches Datenmonitoring zu starten. Im vorliegenden Untersuchungsgebiet ergaben vorher/nachher Vergleiche von Daten verlässlichere Resultate als der Datenvergleich von Regionen mit unterschiedlich intensiver Prädatorenpräsenz.

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung.....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Das Projekt LUNO – Projektverlauf, Entwicklung Luchsbestand und relevante Untersuchungen .....</b>	<b>3</b>
2.1	<i>Entwicklung des Luchsbestandes im Kanton SG .....</i>	3
2.2	<i>Raumverhalten und Habitatnutzung des Luchses in der Nordostschweiz .....</i>	3
2.3	<i>Einfluss des Luchses auf den Schalenwildbestand .....</i>	4
2.4	<i>Indirekter Einfluss des Luchses auf die Wildverbissintensität .....</i>	4
<b>3</b>	<b>Material und Methoden.....</b>	<b>5</b>
3.1	<i>Projektperimeter.....</i>	5
3.2	<i>Datengrundlagen und –herkunft .....</i>	6
3.2.1	<i>Luchsdaten .....</i>	6
3.2.2	<i>Jagdstatistikdaten.....</i>	6
3.2.3	<i>Verbissdaten.....</i>	6
3.2.4	<i>Klima- &amp; Wetterdaten .....</i>	7
3.2.5	<i>Geoinformationsdaten (GIS-Daten) .....</i>	7
3.3	<i>Datenaufbereitung &amp; Software .....</i>	7
3.3.1	<i>Aufbereitung der Luchsdaten / Ausscheidung und Zuteilung der Luchsintensitätsgebiete.....</i>	7
3.3.2	<i>Aufbereitung Jagdstatistikdaten .....</i>	9
3.3.3	<i>Aufbereitung Verbissdaten .....</i>	10
3.3.4	<i>Software .....</i>	10
3.4	<i>Statistische Analysen .....</i>	10
3.4.1	<i>Hypothese 1: Nach der Wiederansiedlung des Luchses haben die Reh- und Gamsbestände im permanent vom Luchs besiedelten Gebiet abgenommen .....</i>	10
3.4.2	<i>Hypothese 2: Die Grösse der lokalen Reh- und Gamsbestände beeinflusst direkt die Intensität des Wildverbisses .....</i>	11
3.4.3	<i>Hypothese 3: Indem der Luchs Reh- und Gamsbestände numerisch reduziert, nimmt er – in von ihm permanent besiedelten Gebieten - indirekt Einfluss auf die Intensität des Wildverbisses an Jungbäumen ..</i>	12
3.5	<i>Einholen von lokalen Expertenmeinungen.....</i>	12
<b>4</b>	<b>Resultate .....</b>	<b>13</b>
4.1	<i>Datenaufbereitung .....</i>	13
4.2	<i>Hypothese 1: Nach der Wiederansiedlung des Luchses haben die Reh- und Gamsbestände im permanent vom Luchs besiedelten Gebiet abgenommen.....</i>	18
4.2.1	<i>Entwicklung Rehbestand .....</i>	18

---

4.2.2	Entwicklung Gamsbestand .....	21
4.3	<i>Hypothese 2: Die Grösse der lokalen Reh- und Gamsbestände beeinflusst direkt die Intensität des Wildverbisses</i> .....	24
4.4	<i>Hypothese 3: Indem der Luchs Reh- und Gamsbestände numerisch reduziert, nimmt er – in von ihm permanent besiedelten Gebieten - indirekt Einfluss auf die Intensität des Wildverbisses an Jungbäumen</i> .....	26
4.4.1	Indikatorflächen der starken, mittleren und schwachen Luchsintensitätsgebiete .....	26
4.4.2	Luchs-Kerngebiet Waldregion 4 .....	28
<b>5</b>	<b>Diskussion</b> .....	<b>31</b>
5.1	<i>Datengrundlagen und Methodik</i> .....	31
5.2	<i>Hypothese 1: Nach der Wiederansiedlung des Luchses haben die Reh- und Gamsbestände im permanent vom Luchs besiedelten Gebiet abgenommen</i> .....	32
5.2.1	Entwicklung Rehbestand .....	32
5.2.2	Entwicklung Gamsbestand .....	37
5.3	<i>Hypothese 2: Die Grösse der lokalen Reh- und Gamsbestände beeinflusst direkt die Intensität des Wildverbisses</i> .....	39
5.4	<i>Hypothese 3: Indem der Luchs Reh- und Gamsbestände numerisch reduziert, nimmt er – in von ihm permanent besiedelten Gebieten - indirekt Einfluss auf die Intensität des Wildverbisses an Jungbäumen</i> .....	41
5.4.1	Indikatorflächen der starken, mittleren und schwachen Luchsintensitätsgebiete .....	41
5.4.2	Luchs-Kerngebiet Waldregion 4 .....	42
<b>6</b>	<b>Fazit</b> .....	<b>44</b>
<b>7</b>	<b>Literaturverzeichnis</b> .....	<b>46</b>
<b>8</b>	<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>51</b>
<b>9</b>	<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>54</b>

## 1 Einleitung

Im Rahmen des Projekts LUNO (Luchsumsiedlung Nordostschweiz) wurden im Grossraubtier-Management-Kompartiment II, wozu auch der Kanton St. Gallen gehört, von 2001-2008 12 eurasische Luchse (*Lynx lynx* L.) umgesiedelt. Ziel war der Aufbau eines sich selbst erhaltenden Bestandes in der Nordostschweiz sowie die Vernetzung der Populationen der schweizerischen West- mit den Ostalpen (Dreiländereck Österreich, Italien, Slowenien). Damit trug das Projekt zur Sicherung des Luchsbestandes im gesamten Alpenraum bei (Robin & Nigg 2005, KORA 2014).

Ein weiteres, lokales Ziel war die Reduktion der Reh- (*Capreolus capreolus* L.) und Alpengamsbestände (*Rupicapra rupicapra* L.) als Hauptbeutetierarten und somit indirekt die Reduktion der Wildverbissintensität in Gebieten mit erschwerter Waldverjüngung (Robin & Nigg 2005). Das Projekt LUNO stand in Bezug zum effor2 Projekt, welches unter anderem im Kanton St. Gallen die Sicherung einer natürlichen Waldverjüngung beabsichtigte und Massnahmen wie Lebensraum aufwertungen oder Reduktion der Wildhuftierbestände durch Mensch und Luchs beinhaltete (Sommerhalder & Ettliger 2001).

Heute - 13 Jahre nach den ersten Wiederansiedlungen - sollen entstandene Wechselwirkungen zwischen den trophischen Kaskadenebenen Luchs–Reh-/Gamsbestände und Verbissintensität in der Waldverjüngung untersucht werden. Studien, welche sich mit Wechselwirkungen zwischen mehreren trophischen Ebenen befassten, liegen bereits für andere Kaskadensysteme vor. Ripple & Beschta (2012, Wolf-Rothirsch-Vegetationsverjüngung, USA) und Letnic et al. (2012, Dingo-verschiedene Beutetiere-Vegetation, Australien) zeigten, dass die Wiederansiedlung von Top-Prädatoren weitreichende abiotische und biotische Veränderungen in Pflanzen-, Vertebraten- und Invertebraten-Gesellschaften und eine Erhöhung der Biodiversität zur Folge haben können. Top-Prädatoren können auch die Waldverjüngung positiv beeinflussen (Kuijper et al. 2013, Wolf-Rothirsch-Waldverjüngung, Polen). Derartige Studien sind jedoch komplex. Sie verlangen nach einem systematischen Langzeit-Monitoring auf allen Ebenen (bestenfalls je über mehrere Jahre mit sowie ohne Präsenz des Top-Prädators). Aufgrund dieser beschwerlichen Bedingungen befassten sich bis anhin nur wenige Studien mit der gesamten trophischen Kaskade Luchs–Reh/Gams–Vegetation, so zum Beispiel Rüegg et al. (1999) sowie Heurich et al. (2004). Mehrere Autoren prüften bereits die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Ebenen. Der Einfluss des Luchses auf seine Beutetiere wurde beispielsweise an den schweizerischen Nordwestalpen- und Jurapopulationen studiert (Haller 1992, Breitenmoser & Haller 1987, Jobin et al. 2000, Molinari-Jobin et al. 2002, 2007). Zudem liegen Studien aus anderen europäischen Ländern vor, z.B. Norwegen (Andersen et al. 2007, Ratikainen et al. 2007, Nilsen et al. 2009, Melis et al. 2010, Lone et al. 2014), Deutschland (Heurich et al. 2012), Schweden (Samelius et al. 2013), Slowenien (Krofel et al. 2013), Frankreich (Stahl et al. 2001) oder Polen (Jedrzejewski et al. 1993, Okarma et al. 1997, Sönnichsen et al. 2013). Mehrfach untersucht wurde auch die Beziehung

Schalenwild-Waldverjüngung (u.a. Eiberle & Nigg 1986, Reimoser & Zandl 1993, Kamler et al. 2010). Da die Resultate all dieser Studien jedoch je nach Untersuchungsgebiet unterschiedlich ausfielen, ist es wichtig, die Wechselwirkungen jeweils lokal zu prüfen (Heurich et al. 2012).

Im Kanton St. Gallen liegen ab 1996 Daten zu den Reh- und Gamsbeständen in Form der Jagdstatistik vor. Um die Entwicklung der Verbissintensität (Anzahl verbissene Jungbäume im Verhältnis zu der Gesamtanzahl vorhandener, Eiberle & Nigg 1987) zu verfolgen, wurde diese seit dem Jahr 2000 alle zwei Jahre auf gutachtlich ausgeschiedenen Indikatorflächen erhoben (Rüegg 2002, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012). Für einzelne Flächen liegen ab 1995 Daten vor. Die Datenaufnahme zur Luchsverbreitung erfolgte durch KORA (Raubtierökologie & Wildtiermanagement). Über den gesamten Zeitraum liegen Datenpunkte zu verifizierten Zufallsbeobachtungen vor. Es wurde zudem regelmässig ein systematisches Spuren- und Fotofallenmonitoring durchgeführt und in den ersten Studienjahren fand eine radiotelemetrische Überwachung statt (Ryser et al. 2004, 2005, 2006, 2009, 2012).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden diese Datensätze aufbereitet und zusammengeführt, sodass statistische Analysen durchgeführt und Zusammenhänge geprüft werden können. Die Arbeit stellt einerseits eine Art Erfolgskontrolle hinsichtlich der Ziele Bestandes- resp. Verbissreduktion dar. Andererseits soll sie objektive Erkenntnisse über die komplexen Beziehungen zwischen den trophischen Ebenen liefern. Das bessere Verständnis eines Räuber-Beutesystems trägt auch zu einer verbesserten Akzeptanz eines Grossraubtiers bei (Durand & Buchli 2005 in Robin & Nigg 2005). Die gewonnenen Erkenntnisse werden anhand von Resultaten anderer Studien diskutiert und in Zusammenhang mit weiteren einflussnehmenden Faktoren gestellt. Ebenso werden sie mit lokalen Experten (Wildhüter und Regionalförster) diskutiert, um sie hinsichtlich ihrer Plausibilität zu bewerten sowie um weitere Informationen und subjektive Meinungen bzgl. der Bestandes- oder Verjüngungsentwicklungen einzuholen. Abgeleitet aus den Teilzielen des Projekts LUNO werden folgende Hypothesen geprüft:

- H1: Nach der Wiederansiedlung des Luchses haben die Reh- und Gamsbestände im permanent vom Luchs besiedelten Gebiet abgenommen.**
- H2: Die Grösse der lokalen Reh- und Gamsbestände beeinflusst direkt die Intensität des Wildverbisses an Jungbäumen.**
- H3: Indem der Luchs Reh- und Gamsbestände numerisch reduziert, nimmt er – in von ihm permanent besiedelten Gebieten - indirekt Einfluss auf die Intensität des Wildverbisses an Jungbäumen.**

Da die Wechselwirkungen nicht losgelöst von weiteren Umweltfaktoren betrachtet werden sollten, werden zum Teil in den Analysen weitere, allenfalls entscheidende einflussnehmende Umweltparameter berücksichtigt (Beyer et al. 2007, Heurich et al. 2012, Lone et al. 2014).

## **2 Das Projekt LUNO – Projektverlauf, Entwicklung Luchsbestand und relevante Untersuchungen**

### **2.1 Entwicklung des Luchsbestandes im Kanton SG**

Im Jahr 2001 wurden sechs Luchse in das Grossraubtier-Management-Kompartiment II resp. in die Kantone Zürich, St. Gallen und Thurgau umgesiedelt. Je drei weitere folgten im Frühling 2003 und im Zeitraum von 2004-2008. Alle entstammten der Schweizerischen Nordwestalpen- und Jurapopulation (Ryser et al. 2004). Die Entwicklung des neuen Luchsbestandes in den Folgejahren verlief zögerlich, der Aufbau einer sich selbst erhaltenden Population musste immer wieder in Frage gestellt werden (Ryser et al. 2006). Einige Tiere etablierten sich nach der Aussetzung im Kanton St. Gallen resp. im südlichen Teil des Kompartiments in einem Territorium. Fehlende Reproduktionen sowie der Wegfall (natürliche/unnatürliche Mortalität) oder die Abwanderung populationsdynamisch wichtiger Tiere gefährdeten den Erfolg der Wiederansiedlung (Ryser et al. 2004, 2005, 2006). Die Anzahl selbstständiger Luchse im Referenzgebiet des Kompartiments II (Abbildung 1) schwankte von 2004 bis 2009 zwischen vier und sechs Tieren (ca. 0.5 – 0.8 pro 100 km<sup>2</sup> geeigneten Lebensraum) (Ryser et al. 2004, 2006, 2009). Die aktuellste Bestandeschätzung aus dem Jahr 2012 ergab ein Wachstum der Populationsgrösse auf 10 (+/-3) selbstständige Luchse (ca. 1.3 - 1.8 pro 100 km<sup>2</sup> geeigneten Lebensraum) (Ryser et al. 2012).

### **2.2 Raumverhalten und Habitatnutzung des Luchses in der Nordostschweiz**

Die radiotelemetrische Überwachung zeigte gemäss Ryser et al. (2004) in den ersten Studienjahren ein typisches Raumnutzungsmuster. Trotz des territorialen Verhaltens suchte der Luchs Anschluss zu Nachbarn. Die Gebiete der Männchen und Weibchen überlappten sich im Durchschnitt zu 53%, solche benachbarter Weibchen zu 18% und jene der Männchen zu 6%. Männliche Luchse hielten sich durchschnittlich in 100m höheren Lagen auf als weibliche. Während der Wintermonate befanden sich beide Geschlechter in tieferen Lagen.

Wald wurde als Habitattyp bevorzugt, landwirtschaftliche und vegetationslose Flächen wurden gemieden (Ryser et al. 2004). Eyholzer (2003) in Winter (2003) errechnete grossflächig die Lebensraumpotenziale für Reh und Gams. Die Überlagerung mit den telemetrischen Peilungsorten ergab, dass sich der Luchs häufiger in potentiell guten Wildhuftier-Lebensräumen aufhielt als dies durch eine rein zufällige Nutzung des Lebensraumes zu erwarten gewesen wäre. Steile Wälder in höheren Lagen mit hohem Felsanteil wurden besonders bevorzugt, was gleichzeitig der ideale Lebensraum der Waldgams darstellt. Die Orte der Rissfunde variierten zwischen einer Höhe von 565 – 1780 m.ü.M. und zeigten ebenfalls, dass die Hangwälder mit ihren oberen und unteren Waldrändern das typische Jagdgebiet des Luchses bildeten (Ryser et al. 2004).

### 2.3 Einfluss des Luchses auf den Schalenwildbestand

Ryser et al. (2004) ermittelten, dass Reh und Gams in den ersten zweieinhalb Jahren nach der Wiederansiedlung mit einem Anteil von über 90% den Hauptnahrungsbedarf des Luchses abdeckten. Unter den 157 dokumentierten Luchsrissen befanden sich 109 Rehe (70%), 40 Gämsen (25%), 4 Feldhasen (*Lepus europaeus* P.), 2 Murmeltiere (*Marmota marmota* L.), ein Rotfuchs (*Vulpes vulpes* L.) sowie eine Hausziege. Nachweise über gerissene Rothirschkalber (*Cervus elaphus* L.) lagen keine vor. Berechnungen für das Jahr 2002 ergaben, dass der Luchs im Kerngebiet knapp 21% der Jagdstrecke entnahm (ca. 10% des geschätzten Bestands), was wahrscheinlich (zumindest als alleinige Ursache) nicht zu einer Bestandesabnahme führte.

Bei Männchen, die tendenziell weiter oben jagten, war der Anteil erbeuteter Rehe gegenüber den Gämsen etwa ausgeglichen (1:1). Weibchen rissen einen höheren Anteil an Rehen als an Gämsen (2.9:1) (Ryser et al. 2004). Dies bestätigte die Resultate anderer Studiengebiete der Schweiz und könnte zur Vermeidung einer intraspezifischen Konkurrenz beitragen, wenn sich Territorien von Männchen und Weibchen überlappen (Breitenmoser & Haller 1987). Gerissen wurden vorzugsweise adulte Beutetiere und, im Vergleich mit anderen Schweizer Populationen, signifikant mehr weibliche Beutetiere (Molinari-Jobin et al. 2007).

Im Laufe des Projekts LUNO wurden einige Untersuchungen über den Einfluss des Luchses auf die Reh- und Gamsbestände durchgeführt (Winter 2003, Struch & Bieri 2004, Durand & Buchli 2005 in Robin & Nigg 2005, Robin & Köchli 2006, Ackermann 2007, Lanz 2007). In keiner Untersuchung konnte ein eindeutig gesicherter Zusammenhang zwischen der Entwicklung der Luchs- und Reh-/Gamsbestände hergestellt werden, da entweder die Studiendauer noch zu kurz war oder Einflüsse von weiteren Faktoren nicht ausgeschlossen werden konnten.

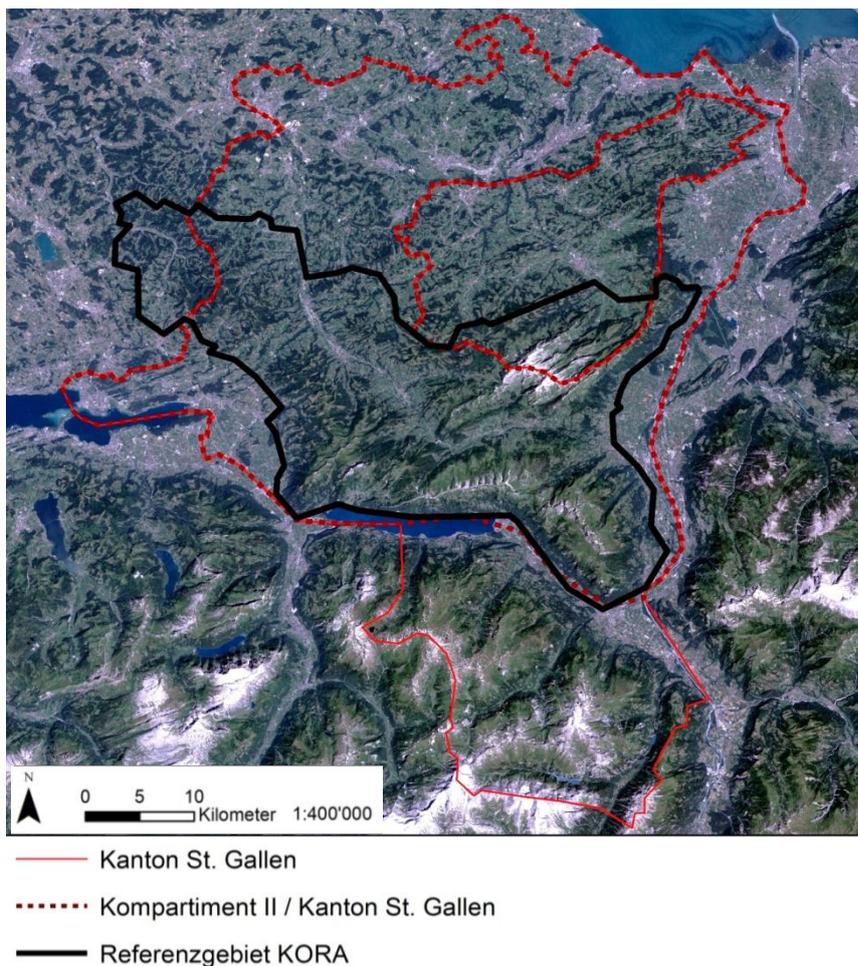
### 2.4 Indirekter Einfluss des Luchses auf die Wildverbissintensität

Rüegg (2003) ging der Frage nach, ob es Veränderungen in der Verbissintensität vor und nach der Luchs-Wiederansiedlung in Gebieten mit starkem, mittlerem und schwachem Luchseinfluss gab. Die Untersuchung ergab zwei Jahre nach der Wiederansiedlung in keiner Luchszone eine Veränderung gegenüber einem Jahr davor.

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Projektperimeter

Das Untersuchungsgebiet beschränkte sich auf das Grossraubtier-Management-Kompartiment II und darin auf den Kanton St. Gallen (Abbildung 1). Das vertiefte Untersuchungsgebiet ergab sich aus der Analyse der Luchsverbreitung im Rahmen der Datenaufbereitung (Kapitel 3.3). Für das Schweizerische Luchsmonitoring schied KORA für das Kompartiments II ein Referenzgebiet aus (Ryser et al. 2009). Es umfasst eine Fläche von 871km<sup>2</sup>, beinhaltet 87% des geeigneten Luchshabitats im Kompartiment II und liegt vor allem im Kanton St. Gallen. Es beinhaltet die Region um den Tössstock im Nordwesten (angrenzend an den Kanton Zürich, höchste Erhebung 1154 m.ü.M.), der Churfürsten-Kette entlang des Walensees im Süden (höchste Erhebung 2306 m.ü.M.), des Alpsteinmassivs an der Grenze zu den Kantonen Appenzell Ausser- und Innerrhoden im Norden (höchste Erhebung 2501 m.ü.M.) sowie der Alviergruppe im Nordosten (höchste Erhebung 2343 m.ü.M.). Das Gebiet wird durchzogen von der Region Toggenburg, bestehend aus zwei Haupt-Flusstälern (Thur- und Neckertal) und dem Hauptort Wattwil (610 m.ü.M.).



**Abbildung 1:** Der Projektperimeter beschränkte sich auf das Grossraubtier-Management Kompartiment II sowie auf den Kanton St. Gallen. Das von KORA ausgeschiedene Luchs-Referenzgebiet betrifft v.a. den Kanton St. Gallen und beinhaltet 87% des geeigneten Luchshabitats im Kompartiment II.

## 3.2 Datengrundlagen und –herkunft

### 3.2.1 Luchsdaten

Die Datengrundlage von KORA zur Luchsverbreitung bestand aus systematisch erfassten Beobachtungen aus dem Fotofallen- und Spurenmonitoring sowie aus gemeldeten Zufallsbeobachtungen. Letztere wurden im Rahmen des SCALP-Projektes (Status and Conservation of the Alpine Lynx Population) registriert. Beobachtungsmeldungen wurden durch Experten gesammelt und nach ihrer Aussagekraft und Überprüfbarkeit kategorisiert. Die Kategorie 1 beinhaltete zweifelsfrei belegte Nachweise (tot gefundene Luchse, fotografische Belege, genetische Nachweise, eingefangene Tiere). In die Kategorie 2 fielen von den Experten überprüfte und bestätigte Nachweise (Risse von Nutz-/Wildtieren, Spurenfunde). Beobachtungen der Kategorie 3 bestanden aus nicht überprüften Nachweisen (z.B. Sichtbeobachtungen, nicht überprüfte Riss-/Spuren-/Kotfunde, Lautäusserungen) (Molinari-Jobin et al. 2011).

### 3.2.2 Jagdstatistikdaten

Die Datengrundlage zum Reh- und Gamsbestand bildete die kantonale Jagdstatistik des Amtes für Natur-, Jagd und Fischerei (ANJF). Sie beinhaltete die jährliche Abschuss- und Fallwildstatistik sowie die Bestandesschätzungen der Jägerschaft auf Jagdrevierebene. Im Kanton St. Gallen wird nach dem Revierjagdsystem gejagt, wobei die Jagd, Lebensräume und Wildbestände zusätzlich von Berufswildhütern beaufsichtigt werden.

### 3.2.3 Verbissdaten

Nach von Rüegg (1999) vorgeschlagener Methodik wurde im Kanton St. Gallen in den Jahren 2000, 2002, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012 die Verbissintensität auf gutachtlich ausgeschiedenen Indikatorflächen aufgenommen. Ziel war, die Entwicklung des Verbisses und der Verjüngung quantitativ zu erfassen. Die Indikatorflächen lagen über den ganzen Kanton verteilt in Gebieten mit erschwerter Waldverjüngung. Eine Indikatorfläche bestand aus 30-50 systematisch angeordneten, permanenten Stichprobenflächen (Radius 2-5m) und war rund 30ha gross. Die Datenerhebung erfolgte jeweils in den Monaten April und Mai. Die Verbissintensität einer Indikatorfläche pro Jahr errechnete sich aus dem prozentualen Anteil Pflanzen an der Gesamtpflanzenzahl, welche im Zeitraum des Frühlings des vorangehenden bis im Frühling des Aufnahmejahres durch Schalenwild am Gipfeltrieb verbissen wurde. Es wurde jeweils nach Baumart und Grössenklasse unterschieden. Für diese Arbeit lagen die Rohdaten vom Kantonsforstamt sowie die jeweiligen Endberichte zu den Verjüngungskontrollen von 60 Indikatorflächen vor (Rüegg 2004, 2006, 2008, 2010, 2012).

Ein Spezialfall bildete die Waldregion 4 (See) im Südwesten des Kantons. In dieser Waldregion wurden einige Indikatorflächen im Jahr 1995 ausgeschieden und bereits in den Jahren 1995, 1996, 1997, 1998, 1999 und 2000 (oder 2001) Verbissaufnahmen durchgeführt.

### 3.2.4 Klima- & Wetterdaten

Langzeitdaten zu Klima und Wetter wurden durch MeteoSchweiz (Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie) bereitgestellt. Von der Wetterstation St. Gallen (800 m.ü.M.; 749200/255000) lagen für den gesamten Untersuchungszeitraum Daten zu Schneehöhen, Niederschlag und Temperatur vor.

### 3.2.5 Geoinformationsdaten (GIS-Daten)

Grundlagendaten für Geoinformationsanalysen (GIS-Analysen) stellte das kantonale Amt für Raumentwicklung und Geoinformation (AREG) zur Verfügung. Diese beinhalteten das digitale Höhenmodell DHM25 (© Swisstopo), den Vector25 Datensatz (© Swisstopo), die kantonale Wald-Bestandeskarte (BK, Kartierung auf Basis von Infrarot-Luftbild) sowie die Jagdreviergrenzen.

## 3.3 Datenaufbereitung & Software

### 3.3.1 Aufbereitung der Luchsdaten / Ausscheidung und Zuteilung der Luchsintensitätsgebiete

In Anlehnung an die Methodik des schweizerischen Luchsmonitorings von KORA wurden nur die Datenpunkte der überprüften Zufallsbeobachtungen der Kategorie 1 und 2 verwendet (Molinari-Jobin et al. 2011). Da die registrierten Zufallsbeobachtungen ganzjährig, über den gesamten Untersuchungsraum und während der gesamten Projektdauer erfasst wurden, boten sich diese für die Eruierung von Luchsintensitätsgebieten (Gebiete mit unterschiedlicher Luchsbesiedlungsintensität, das heisst mit „starker“, „mittlerer“, „schwacher“ oder „keiner“ Luchspräsenz) an. Die systematischen Monitoringdaten eigneten sich dazu weniger, da sie sich auf gewisse Wintermonate und die jeweils überwachten Regionen beschränkten.

Um zu prüfen, wie sich der Reh- und Gamsbestand resp. die Verbisssituation im Gebiet mit starker (permanenter) Luchspräsenz – im „Luchs-Kerngebiet“ - vor und nach der Wiederansiedlung entwickelte, mussten diese Gebiete ausgeschieden werden. In der vorliegenden Studie ging es daher vorerst darum, dieses Luchs-Kerngebiet (Gebiet mit starker Luchspräsenz, in welchem der Luchs seit der Wiederansiedlung permanent anwesend war resp. nachgewiesen wurde) auszumachen. Im Rahmen des Projekts SCALP wurde die Luchsbesiedlungsintensität im gesamten europäischen Raum aufgrund eines 10x10 km Rasters beurteilt (Molinari-Jobin et al. 2011). Diese Methode wurde in den Grundzügen übernommen, jedoch in angepasster Form. Um die Fehleranfälligkeit zu verkleinern und Randeffekte zu vermindern, wurde ein 8x8 km Raster über die Kantonsfläche gelegt. Der gesamte Zeitraum seit der Wiederansiedlung wurde dann in folgende Dreijahres-Perioden und Perioden-Varianten eingeteilt:

Variante 1: 2001-2003; 2004-2006; 2007-2009; 2010-2012

Variante 2: 2002-2004; 2005-2007; 2008-2010; 2011-2013

Wurde der Luchs in einem 8x8 km Quadrat in mindestens einer dieser beiden Varianten in allen vier Perioden nachgewiesen, wurde dem Quadrat eine „starke (permanente) Luchspräsenz“ zugeteilt. Wurde er in mindestens einer Variante in drei von vier Perioden nachgewiesen, ergab dies eine „mittlere Luchspräsenz“. Lagen in weniger Perioden Nachweise vor, bekam das Quadrat eine „sporadische Luchspräsenz“. Alle Quadrate, die von keinem Luchsnachweis tangiert waren, wurden mit dem Wert „keine Luchspräsenz“ versehen. Aus dieser kategorischen Einteilung der Rasterquadrate ergaben sich folglich die Luchsintensitätsgebiete (Abbildung 2).

Anschliessend wurden die Luchsintensitätsgebiete mit einem vereinfachten Habitatmodell nach der Methode Robin & Köchli (2006) überlagert. Alle Waldflächen mit einem Puffer von 50m und einer Höhenlage von über 550 m.ü.M. wurden als geeignetes Habitat ausgeschieden. Die Überschneidung der aus den 8x8 km Rasterquadraten ermittelten Luchsintensitätsgebiete mit diesem Habitatmodell ergab folglich jene Gebiete, welche effektiv einen geeigneten Lebensraum für den Luchs darstellten (Abbildung 3).

Um die Jagdstatistikdaten der Zeitperioden vor und nach der Luchs-Wiederansiedlung analysieren zu können, wurde eruiert, welche Jagdreviere zum überwiegenden Teil ihrer jagdbaren Fläche in welchem Luchsintensitätsgebiet lagen. Die Reviere wurden so den Luchsintensitätsgebieten zugeordnet. Reviere, welche dem stark besiedelten Luchsintensitätsgebiet zufielen lagen somit im Luchs-Kerngebiet (Kernreviere), welches seit den ersten Wiederansiedlungen permanent besiedelt war (Abbildung 4).

Da im überwiegenden Teil des Untersuchungsgebiets erst ab dem Jahr 2000 Verbissaufnahmen vorlagen, war kein statistisch gesicherter vorher/nachher Vergleich der Verbissituation möglich. Daher wurde zusätzlich die Luchsbesiedlungsintensität für die jeweiligen Verbissmonitoring-Jahre im Umkreis der einzelnen Indikatorflächen berechnet. Um jede Fläche wurde ein Puffer von 10km gezogen und darin die Luchsbesiedlungsintensität über das jeweils interessierende und die vorangehenden zwei Jahre geprüft. Wurde der Luchs in diesem Puffergebiet in mind. zwei von drei Jahren nachgewiesen, ergab dies für das jeweils gefragte Jahr eine „permanente Luchspräsenz“. Ein Nachweis in nur einem der drei Jahre ergab eine „sporadische Luchspräsenz“. Zur besseren Verständlichkeit ein Beispiel: Im Puffergebiet der Indikatorfläche „Satz“ war der Luchs im Jahr 2008 permanent präsent, weil in mind. zwei der drei Jahre 2006, 2007 und 2008 ein Nachweis vorlag. Anhand der Verteilung der Luchs-Beobachtungsstandorte liess sich erkennen, dass das anthropogen stark besiedelte und frequentierte Talgebiet zwischen Wil und Ebnat-Kappel einen gewissen Barriere-Effekt auf den Luchs ausübte und dieser das Tal eher in der Region Alt St. Johann – Wildhaus zu überqueren schien. Diese Barriere-Region wurde auch in Robin & Lienhard (2000) als starke Störungsquelle ausgewiesen. Da die 10km-Puffergebiete um einige Indikatorflächen das Tal jedoch weit überlappten, wurde dieser Effekt zusätzlich berücksichtigt. Um falsch-Präsenz Klassifizierungen zu vermeiden (einer Indikatorfläche wird eine Luchspräsenz zugeteilt, obwohl Luchs nicht anwesend war), wurden für einige Indikatorflächen auf der östlichen

Talseite (Indikatorflächen der Gemeinden Jonschwil, Oberuzwil, Lütisburg, Ganterschwil, Mogselsberg, Hemberg, Lichtensteig) lediglich Beobachtungen aus dem Puffergebiet derselben Talseite berücksichtigt. Des Weiteren wurde um alle Indikatorflächen zusätzlich ein Puffer von 5km gezogen, um zu prüfen, ob eine effektive Luchspräsenz bei der Indikatorfläche im Generellen überhaupt möglich war. Wurde innerhalb dieser 5km im gesamten Zeitraum von 2001-2013 nie ein Luchs nachgewiesen, galt für diese Fläche „keine Luchspräsenz“ (auch wenn innerhalb von 10km Nachweise vorlagen). Lag lediglich in ein bis zwei Jahren ein Nachweis vor, galt eine „sporadische Luchspräsenz“. Einer Fläche wurde nur „permanente Luchspräsenz“ zugewiesen, sofern in mehr als zwei Jahren ein Nachweis innerhalb von 5km vorlag (Abbildung 6).

Zwecks weiterer statistischer Analysen wurden die Indikatorflächen zusätzlich den flächendeckenden (mittels den 8x8km Quadraten ermittelten) Luchsintensitätsgebieten zugeteilt (keine, sporadische, mittlere, starke Luchsbesiedlungsintensität über den gesamten Zeitraum von 2001-2013). Dadurch wurde eruiert, welche Indikatorflächen im permanent besiedelten Luchs-Kerngebiet lagen. Dies interessierte insbesondere für die Indikatorflächen der Waldregion 4, weil für diese bereits über mehrere Jahre vor der Wiederansiedlung Verbissaufnahmen vorlagen und folglich im Luchs-Kerngebiet ein vorher/nachher Vergleich möglich war (Abbildung 5).

### 3.3.2 Aufbereitung Jagdstatistikdaten

Für die statistischen Analysen wurden die Abschussdaten sowie teilweise die Bestandsschätzungen der Jägerschaft verwendet. Diese lagen ab 1996 vor und erlaubten einen vor/nach-Wiederansiedlungs-Vergleich. Bei der Nutzung dieser Daten wurde davon ausgegangen, dass sowohl die Bestandsschätzungen wie auch die Jagdstrecke die Bestandesgrösse von Reh und Gams zumindest verhältnismässig widerspiegeln (Gebiete mit höheren Abschussquoten = Gebiete mit höheren Beständen) resp. dass die Bestandesgrösse und die Jagdstrecke positiv korrelieren (Zunahme im Bestand = Zunahme der Jagdstrecke, Durand & Buchli 2005 in Robin & Nigg 2005). Zudem handelte es sich bei der Abschussstatistik wiederum um die Nachweiskategorie 1, wobei die Anzahl Nachweise von Reh und Gams in Form von erlegten Stücken unzweifelhaft vorlagen (Robin & Köchli 2006). Fallwildzahlen (und auch Bestandsschätzungen) sind jeweils von grösseren Zufallsschwankungen behaftet (Robin & Köchli 2006). So verzeichnen beispielsweise Reviere mit einem höheren Strassenanteil verhältnismässig mehr (Fall-)Wild und in gut erschlossenen Revieren wird dieses auch eher gefunden. Zudem war die Nutzung von Fallwildzahlen in Zusammenhang mit der Luchspräsenz ungeeignet, da gerade Fallwild in Form von Luchsrissen oft unentdeckt bleibt (Ryser et al. 2004). Die Daten der systematischen Taxationen im Rahmen des LUNO Projektes lagen erst ab dem Jahr 2000 vor, was statistisch keine verlässlichen vorher/nachher Analysen erlaubte.

Zwecks der Vergleichbarkeit der Jagdstatistikdaten der verschiedenen Jagdreviere wurde für jedes Jagdrevier der Primärflächenanteil resp. Anteil jagdbarer Fläche berechnet (Wald, Sumpf,

Gebüsch, Fels und Geröll als Lebensräume von Reh und Gams). So konnten die jeweiligen Zahlen auf 100ha jagdbare Fläche pro Revier herunter gebrochen und vergleichbar gemacht werden.

### 3.3.3 Aufbereitung Verbissdaten

Die Auswertungen basierten auf der Ebene der Indikatorflächen (durchschnittliche Verbissintensität aller Stichprobenpunkte). Die Analysen wurden jeweils einmal für die durchschnittliche Verbissintensität der Weisstanne (Tanne, *Abies alba* MILL.) sowie einmal für die durchschnittliche Verbissintensität aller erhobener Baumarten zusammen durchgeführt (Tanne; Rotbuche, *Fagus sylvatica* L.; Esche, *Fraxinus excelsior* L.; Ahorn, *Acer* ssp.; Vogelbeere, *Sorbus aucuparia* L.; Fichte, *Pinus abies* L.; übrige Laubbäume).

### 3.3.4 Software

Für die GIS-Analysen wurde die Software ArcGIS 10.2 von ESRI verwendet, für die statistischen Analysen das Statistikprogramm R, Version 3.0.2 (R Core Team 2013).

## 3.4 Statistische Analysen

Zur korrekten Verwendung von parametrischen statistischen Tests wurden die Datensätze mittels QQ-Plots und dem Shapiro-Wilk-Test auf ihre Normalverteilung geprüft. Wo sinnvoll und möglich, wurden Box-Cox-Transformationen durchgeführt, um die Bedingungen der Normalverteilung zu erfüllen (Box & Cox 1964). Da sich die Resultate mit den Box-Cox transformierten Variablen jedoch nicht von jenen mit den Ausgangsvariablen unterschieden, wurden alle Analysen mit den Ausgangsvariablen vollzogen (aufgrund der grossen Datensätze konnte von einer approximativen Normalverteilung ausgegangen werden, Lahaa et al. 2013). Für die Varianzanalysen wurde mittels des Levene Tests die Prämisse der Varianzhomogenität der Stichproben überprüft. In die Analysen der Verbissintensitäten wurden nur Indikatorflächen einbezogen, für welche lückenlose Datensätze über alle Jahre vorlagen. Ergänzend zu den in den Resultaten angegebenen arithmetischen Mittelwerten wird jeweils ( $\pm$ ) der Standardfehler angegeben. Zur Prüfung der drei formulierten Hypothesen wurde folgendermassen vorgegangen:

### 3.4.1 Hypothese 1: Nach der Wiederansiedlung des Luchses haben die Reh- und Gamsbestände im permanent vom Luchs besiedelten Gebiet abgenommen

Diese Analyse betraf die Luchsintensitätsgebiete mit starker Luchspräsenz, d.h. die seit der Wiederansiedlung permanent besiedelten Luchs-Kerngebiete resp. die darin liegenden Jagdreviere (Kernreviere). Mittels einfaktoriellen Varianzanalysen (ANOVA's) wurde eruiert, ob zwischen den durchschnittlichen Abschuss- und Bestandesschätzungszahlen der drei Fünfjahres-Perioden 1996-2000 (vor Luchsansiedlung), 2004-2008 sowie 2009-2013 (nach Luchsansiedlung) ein Unterschied bestand (Ripple et al. 2014; *Analyse 1a* für das Reh und *1b* für die Gams). Mittels des Tukey Tests im Anschluss an die ANOVA's wurde die Hypothese geprüft, ob die Abschuss- resp. Bestandeszahlen in den Perioden nach der Wiederansiedlung signifikant tiefer waren als in der

Periode davor (paarweiser Vergleich der Perioden-Mittelwerte). Die Jahre der ersten Ansiedlungen (2001, 2002, 2003) wurden von den Analysen ausgeschlossen. In dieser Analyse bildeten die Jagdreviere „Stichprobenpunkte“ für das gesamte Luchs-Kerngebiet (Abschuss- resp. Bestandsschätzung pro Jagdrevier pro 100ha jagdbarer Fläche pro Jahr).

In Anlehnung an die Methoden von Beyer et al. (2007) und Heurich et al. (2012) wurde versucht, die jährlichen Jagdstatistikdaten mittels eines linearen Modells zu erklären (*Analyse 1c* für das Reh und *1d* für die Gams). Erklärende (unabhängige) Variablen waren die Luchspräsenz (binär, „nein“ vor 2001 und „ja“ nach 2001) sowie Faktoren zu Winter- sowie Frühlingshärte. Der Faktor Winterhärte bestand aus der höchsten Summe der Anzahl zusammenhängender Tage, welche in der vorangehenden Wintersaison (November bis und mit April) mit mindestens 15cm Schnee bedeckt waren und gleichzeitig der Tagesdurchschnitt der Lufttemperatur kleiner oder gleich 0°C war. Die Frühlingshärte wurde definiert aus der Anzahl Tage im Mai/Juni (Setzzeit von Reh und Gams) mit einer Niederschlagssumme von mind. 1.0mm. Die abhängige (zu erklärende) Variable bildete jeweils die Summe des gesamten Reh- bzw. Gamsabschusses resp. die Summe der Bestandsschätzungen aller Kern-Jagdreviere pro Jahr. Da dieser Datensatz somit nur aus 18 Datenpunkten (18 Jahre) bestand, wurde auf die Anwendung eines *Generalisierten Additiven Modelles* (GAM; Modellierung nichtlinearer Effekte) verzichtet, aufgrund der kleinen Variablen-Anzahl ebenso auf eine Modellselektion mittels des Akaike Informationskriteriums (AIC).

### **3.4.2 Hypothese 2: Die Grösse der lokalen Reh- und Gamsbestände beeinflusst direkt die Intensität des Wildverbisses**

Inspiziert von der Methodik in Ripple et al. (2014) wurde diese Hypothese mittels linearen Regressionsanalysen geprüft. Die jährliche Höhe des lokalen Wildbestandes bei den Indikatorflächen ergab sich jeweils durch die Abschussstatistik (Summe Abschuss Reh und Gams pro 100ha jagdbarer Fläche) in den von den Indikatorflächen betroffenen Jagdrevieren. So konnte die durchschnittliche Verbissintensität pro Indikatorfläche und Jahr in Abhängigkeit der lokalen Wildbestandesgrösse geprüft werden. Da die Verbissintensität jeweils im Frühjahr erhoben wurde und sie daher hauptsächlich vom Wildbestand des vorangehenden Jahres geprägt war, wurde jeweils die Jagdstatistik des vorangehenden Jahres genutzt. In Anlehnung an die Analysen zur Prüfung der Hypothese 3 wurden vier lineare Regressionsanalysen durchgeführt: Einmal wurden alle Indikatorflächen des starken, mittleren und schwachen Luchsintensitätsgebiets berücksichtigt (*Analyse 2a* für die durchschnittliche Verbissintensität aller Baumarten zusammen und *Analyse 2b* für jene der Tanne), in einem zweiten Durchlauf flossen nur die seit 1995 bestehenden Indikatorflächen des Luchs-Kerngebiets der Waldregion 4 ein (*Analyse 2c* für die durchschnittliche Verbissintensität aller Baumarten zusammen und *Analyse 2d* für jene der Tanne).

### 3.4.3 Hypothese 3: Indem der Luchs Reh- und Gamsbestände numerisch reduziert, nimmt er – in von ihm permanent besiedelten Gebieten - indirekt Einfluss auf die Intensität des Wildverbisses an Jungbäumen

Da auf den meisten Indikatorflächen die ersten Verbissaufnahmen erst im Jahr 2000 durchgeführt wurden – also nur ein Jahr vor der Wiederansiedlung des Luchses – erlaubten diese Daten keinen verlässlichen vorher/nachher Vergleich der Verbissintensität. Durch die Berechnung der jeweils in den Verbissaufnahme-Jahren aktuellen Luchsbesiedlungsintensität pro Indikatorfläche konnte jedoch untersucht werden, ob sich die Verbissintensitäten von Indikatorflächen (in Jahren) mit permanenter gegenüber solchen mit sporadischer oder keiner Luchsbesiedlung unterscheiden (*Analyse 3a* für durchschnittliche Verbissintensität aller Baumarten, *Analyse 3b* für jene der Tanne). Hierzu kamen wiederum einfaktorielle Varianzanalysen mit anschließendem Tukey-Test zum Einsatz. In diese Analysen wurden nur Indikatorflächen der (durch die 8x8km Quadrate ermittelten) starken, mittleren und schwachen Luchsintensitätsgebiete einbezogen, da diese Gebiete potentielle Luchslebensräume darstellen und somit topografische und biogeografische Unterschiede eingeschränkt werden konnten.

Durch einen zweiseitigen t-Test wurde anhand der Daten der seit 1995 vorliegenden Indikatorflächen der Waldregion 4 geprüft, ob sich die durchschnittlichen Verbissintensitäten aller Baumarten (*Analyse 3c*) sowie jene der Tanne (*Analyse 3d*) in der Periode vor gegenüber der Periode nach der Wiederansiedlung des Luchses unterschieden (Sechsjahres-Periode vor Wiederansiedlung = Jahre 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000 oder 2001; Sechsjahres-Periode nach Wiederansiedlung = Jahre 2002, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012) (Beyer et al. 2007).

### 3.5 Einholen von lokalen Expertenmeinungen

Die Resultate der Datenaufbereitung (Ausscheidung Luchsintensitätsgebiete und Zuteilung der Indikatorflächen und Jagdreviere) sowie der statistischen Analysen wurden mit lokalen Experten (Wildhüter und Regionalförster) besprochen. Ziel dieser Gespräche war einerseits, die Plausibilität der Resultate sowie die subjektiven Eindrücke einzuholen. Andererseits ging es darum, weitere mögliche Gründe für die jeweiligen Entwicklungen des Wildbestandes resp. der Verbissituation zu erfahren. Mit folgenden lokalen Experten wurden Gespräche geführt:

- Erwin Rebmann, Regionalförster Waldregion 2
- Rolf Ehrbar, Regionalförster Waldregion 4
- Christof Gantner, Regionalförster Waldregion 5
- Peter Eggenberger, ehemaliger Wildhüter Kreis 2
- Mario Zanolli, ehemaliger Wildhüter Kreis 5
- Urs Büchler, Wildhüter Kreis 6
- Max Stacher, Wildhüter Kreis 7

## 4 Resultate

### 4.1 Datenaufbereitung

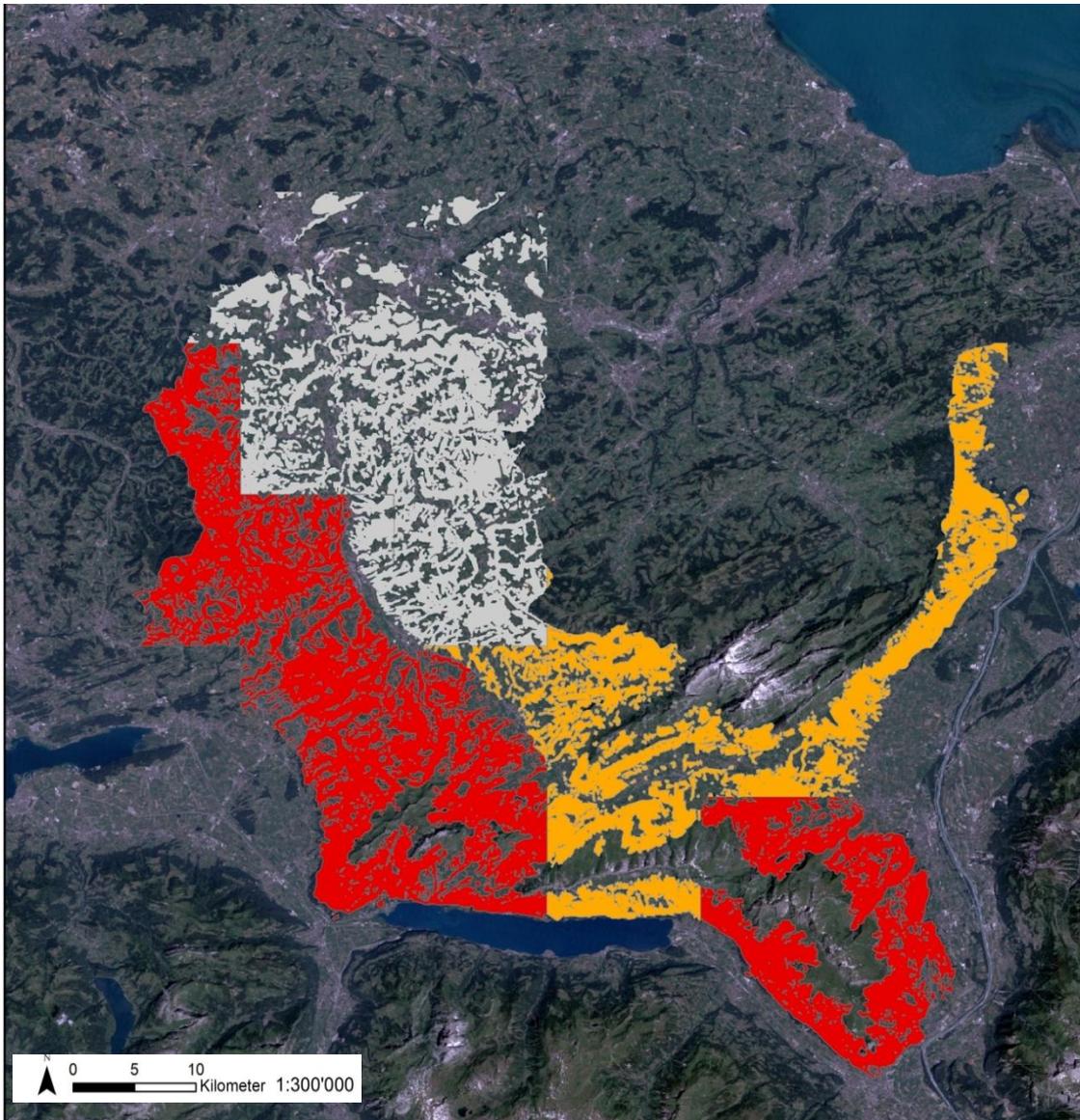
Die Abbildung 2 zeigt die im Rahmen der Datenaufbereitung eruierten Luchsbesiedlungsintensitäten resp. die Luchsintensitätsgebiete im Kanton St. Gallen. Die Rasterquadrate mit einer starken Luchspräsenz seit der Wiederansiedlung ergaben das permanent besiedelte und in zwei Teile getrennte Luchs-Kerngebiet.



- keine Nachweise, keine Präsenz
- Nachweis in 1-2 Perioden, sporadische Präsenz
- Nachweis in 3 Perioden, mittlere Präsenz
- Nachweis in 4 Perioden, starke Präsenz

**Abbildung 2:** Luchsbesiedlungsintensität von 2001-2013 (Luchsintensitätsgebiete) anhand von vier Dreijahres-Perioden sowie 8x8 km Rasterquadraten (Nachweis in 4 Perioden = starke, in 3 Perioden = mittlere, in 1-2 Perioden = sporadische, in keiner Periode = keine Luchspräsenz). Stark besiedelte Quadrate ergaben das Luchs-Kerngebiet.

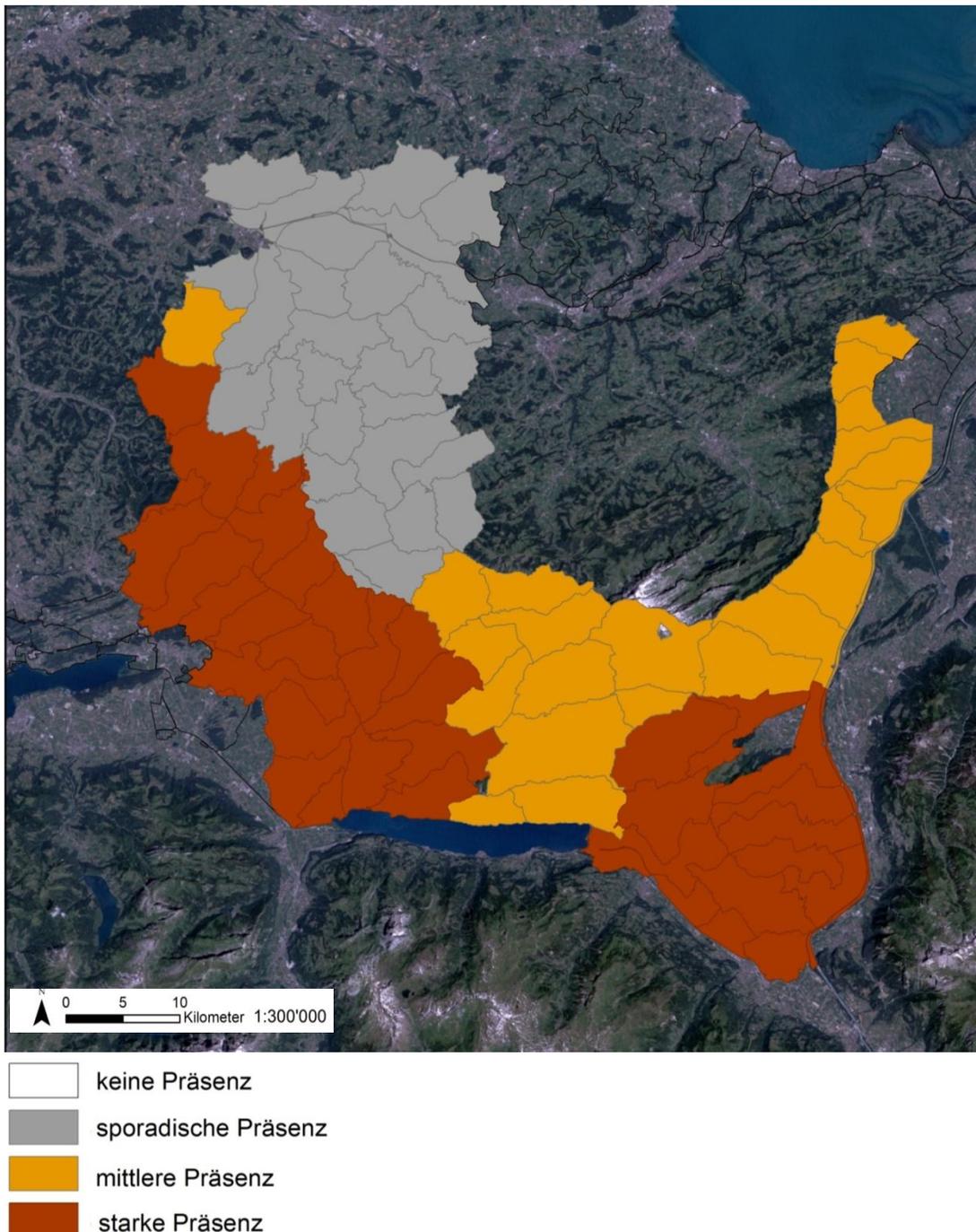
Die Überschneidung der Luchsintensitätsgebiete (ermittelt durch 8x8km Rasterquadrate) mit dem Habitatmodell ergab die effektiv geeigneten Lebensräume innerhalb der Luchsintensitätsgebiete (Abbildung 3).



- keine Nachweise, keine Präsenz
- Nachweis in 1-2 Perioden, sporadische Präsenz
- Nachweis in 3 Perioden, mittlere Präsenz
- Nachweis in 4 Perioden, starke Präsenz

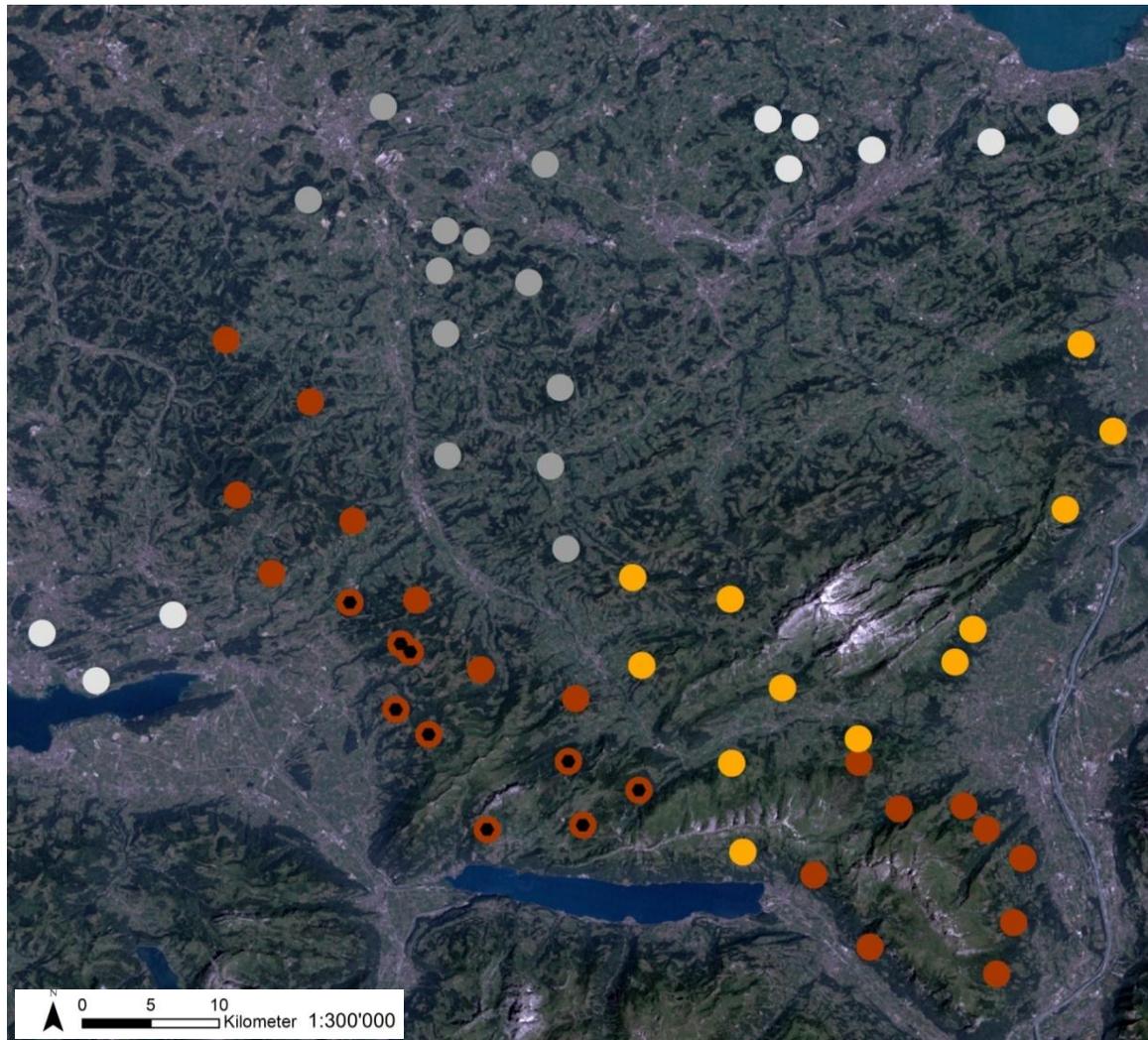
**Abbildung 3:** Überschneidung der Luchsintensitätsgebiete mit dem vereinfachten Habitatmodell (Wald, 50m Puffer, > 550 M.ü.M.).

Die Zuteilung der Jagdreviere zu den Luchsintensitätsgebieten ist der Abbildung 4 zu entnehmen. Die dem stark besiedelten Luchsintensitätsgebiet zugeteilten Jagdreviere waren – zumindest in ihrer naheliegenden Umgebung - seit den ersten Wiederansiedlungen permanent vom Luchs besiedelt. Sie lagen im Luchs-Kerngebiet und bildeten die Kern-Reviere.



**Abbildung 4:** Zuteilung der Jagdreviere zu den Luchsintensitätsgebieten.

Die Zuordnung der Indikatorflächen zu den flächendeckend eruierten Luchsintensitätsgebieten (Luchsbesiedlungsintensität über gesamte Projektdauer, eruiert mittels 8x8km Quadraten) ist auf der Abbildung 5 dargestellt. Die Abbildung zeigt auch neun bereits im Jahr 1995 ausgeschiedene Indikatorflächen der Waldregion 4 im Luchs-Kerngebiet, deren Daten einen statistisch gesicherten Vergleich der Verbissintensitäten vor und nach der Wiederansiedlung des Luchses zulassen.



- keine Präsenz
- sporadische Präsenz
- mittlere Präsenz
- starke Präsenz
- Indikatorflächen ab 1995, starkes Präsenzgebiet

**Abbildung 5:** Zuordnung der Indikatorflächen zu den Luchsintensitätsgebieten.

Die Abbildung 6 zeigt das Resultat der separat für jedes Verbißaufnahmejahr und jede Indikatorfläche ermittelten Luchsbesiedlungsintensitäten (Methode mit 10km resp. 5km Puffer). Dadurch können die Verbissintensitäten von Flächen resp. Jahren mit verschiedenen Luchsbesiedlungsintensitäten verglichen werden (anstatt eines vorher/nachher Vergleichs).

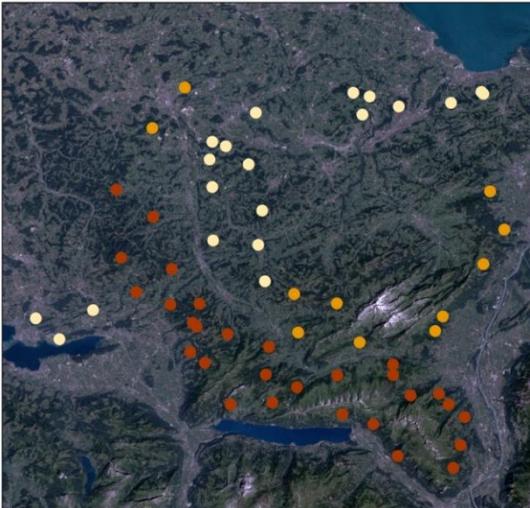
2002



2004



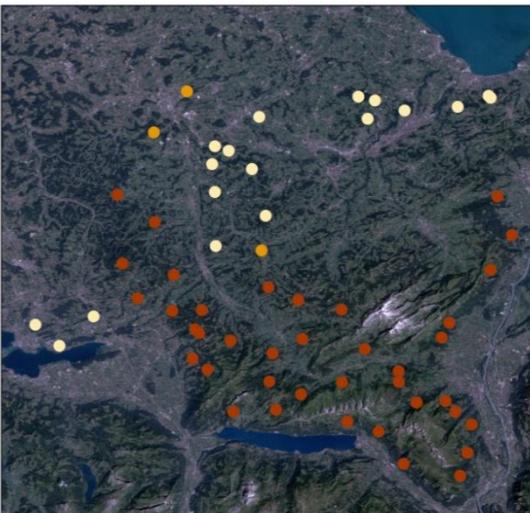
2006



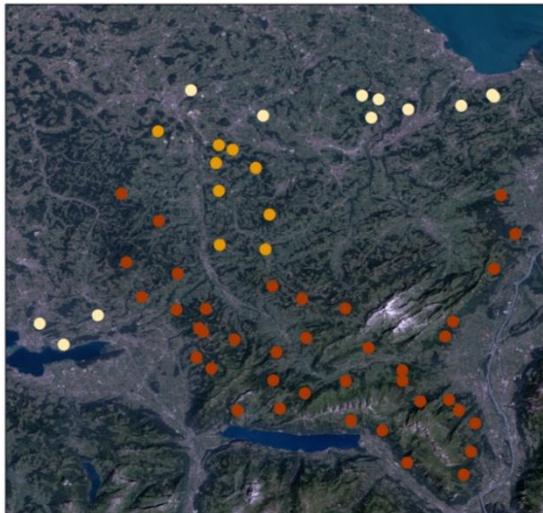
2008



2010



2012



- Permanente Präsenz
- Sporadische Präsenz
- keine Präsenz

0 5 10  
Kilometer 1:300'000 N

**Abbildung 6:** Separat ermittelte jährliche Luchsbesiedlungsintensität um die Indikatorflächen (jeweils über Verbissaufnahmejahr und vorangehende zwei Jahre, innerhalb 10km und 5km Puffergebiet) zur Auswertung des Luchseinflusses auf die Verbissintensität (da die Daten des Grossteils der Indikatorflächen keinen vorher/nachher Vergleich zulassen).

## 4.2 Hypothese 1: Nach der Wiederansiedlung des Luchses haben die Reh- und Gamsbestände im permanent vom Luchs besiedelten Gebiet abgenommen

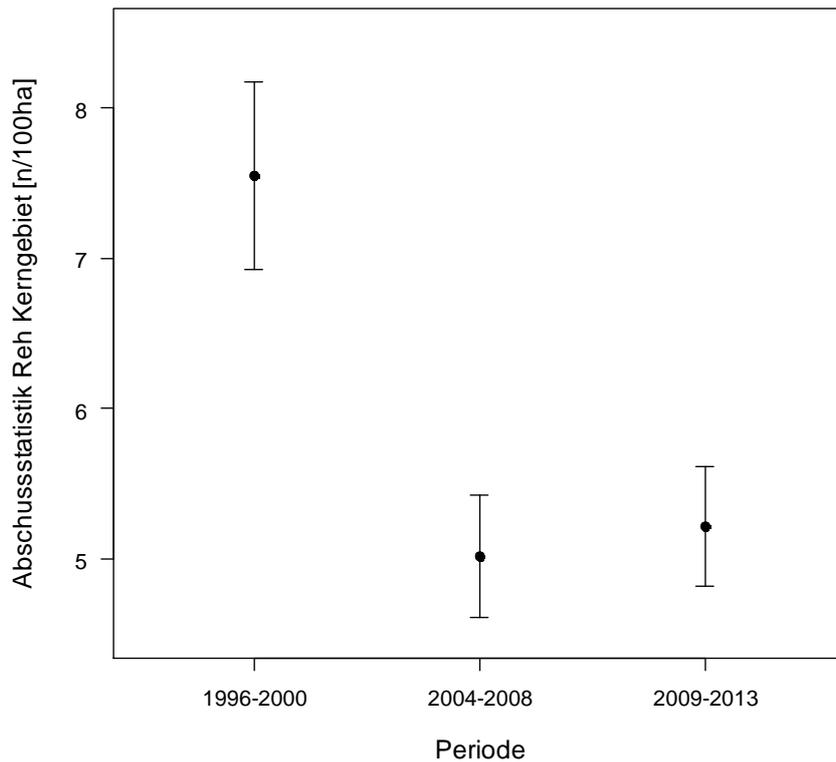
### 4.2.1 Entwicklung Rehbestand

Die einfaktorielle Varianzanalyse (*Analyse 1a*) zeigte, dass die Abschussstatistik des Rehs im permanent besiedelten Luchs-Kerngebiet in beiden Fünfjahres-Perioden nach der Wiederansiedlung (2004-2008, 2009-2013) gegenüber jener davor (1996-2000) hochsignifikant um 2.5 ( $\pm 0.3$ ) resp. 2.3 ( $\pm 0.3$ ) Rehe pro 100ha jagdbarer Fläche abnahm ( $n=480$ ,  $Df=2$ ,  $F=32.65$ ,  $p<0.0001$ ). Die Abbildung 7 stellt diese Abnahme grafisch dar, der Abbildung 9 ist die Entwicklung der absoluten Abschusszahlen zu entnehmen. Die Analyse der geschätzten Bestandesgrößen ergab identische Resultate: Der geschätzte Rehbestand im Kerngebiet nahm in den beiden Perioden nach, gegenüber der Periode vor der Wiederansiedlung hochsignifikant ab und zwar durchschnittlich um 3.8 ( $\pm 0.5$ ) resp. 3.7 ( $\pm 0.5$ ) Rehe pro 100ha jagdbarer Fläche ( $n=480$ ,  $Df=2$ ,  $F=40.05$ ,  $p<0.0001$ ; Abbildung 8).

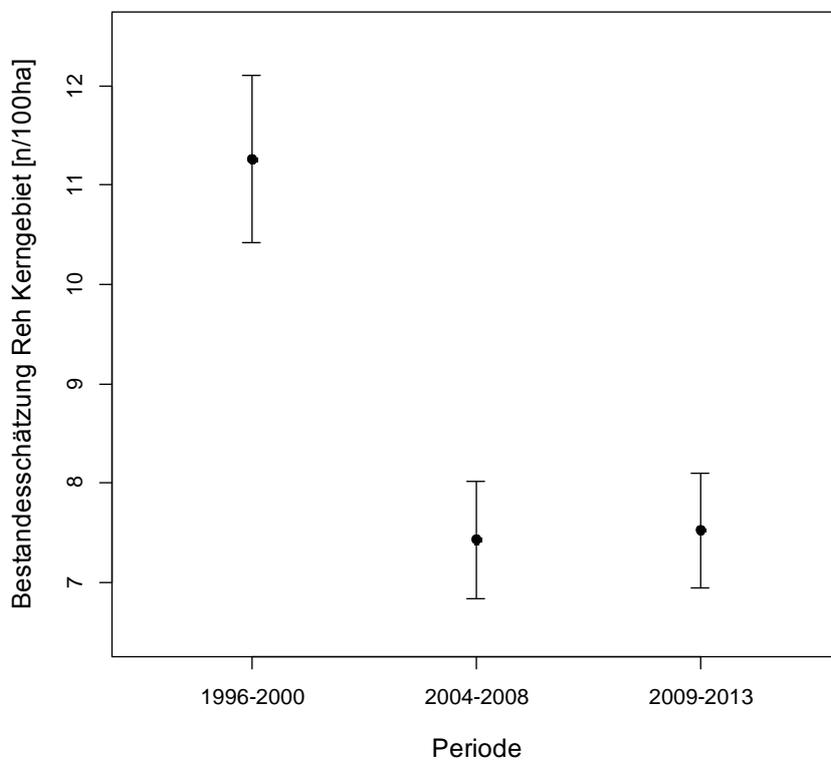
Durch die linearen Modelle (*Analyse 1c*) konnten 57% resp. 65% der Varianz in der Abschuss- resp. Bestandesstatistik des Rehs erklärt werden. In beiden Modellen bildete die Luchspräsenz eine hochsignifikant erklärende Variable. Der Fall „Luchs ja“ wies hierbei einen negativen Effekt auf die Abschuss- resp. Bestandesstatistik auf ( $t=4.4$ ,  $p=0.0006$  resp.  $t=5.5$ ,  $p=0.00008$ ). Die Wetterfaktoren Winterhärte ( $t=0.01$ ,  $p=0.955$  resp.  $t=-0.03$ ,  $p=0.998$ ) sowie Frühlingshärte ( $t=-1.89$ ,  $p=0.079$  sowie  $t=-1.52$ ,  $p=0.151$ ) zeigten keine signifikante Effekte, wobei bei der Frühlingshärte ein negativer Trend auf die Abschussstatistik vorlag (je niederschlagsreicher der Frühling, desto geringer die Abschusszahlen) (Tabelle 1). Die Abbildung 10 zeigt die Entwicklung der Abschussstatistik des Rehs pro Jahr im gesamten Luchs-Kerngebiet ergänzt mit Angaben zu den Faktoren im Modell.

**Tabelle 1:** Parameterschätzung ( $\pm$  Standardfehler) des linearen Modells zur Erklärung der Reh-Abschuss und – Bestandeszahlen im Luchs-Kerngebiet (ohne AIC Modellselektion ; *Analyse 1c*). Fett gedruckte Werte waren signifikant (Signifikanzniveau 95%).

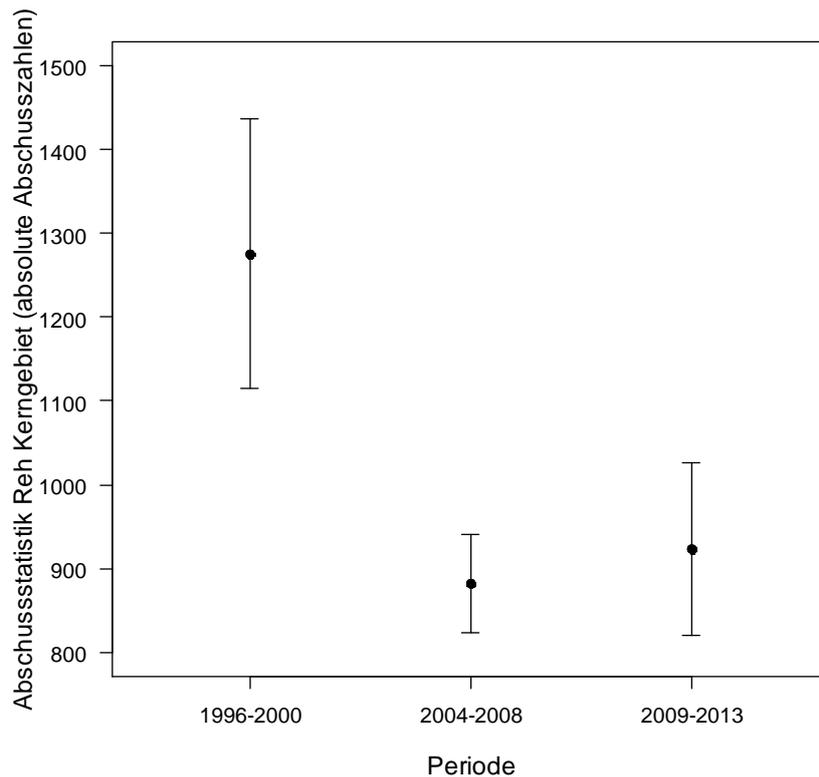
Unabhängige Variablen	Abhängige Variablen	
	<b>Abschuss Reh</b>	<b>Bestandessschätzung Reh</b>
Intercept	<b>1318.8 <math>\pm</math> 189.8</b>	<b>1769.43 <math>\pm</math> 247.59</b>
Luchspräsenz (nein, Referenzkategorie ja)	<b>296.58 <math>\pm</math> 67.85</b>	<b>482.98 <math>\pm</math> 88.49</b>
Winterhärte (metr.)	0.03 $\pm$ 4.24	-0.01 $\pm$ 5.53
Frühlingshärte (metr.)	-12.98 $\pm$ 6.85	-13.58 $\pm$ 8.94
Multiple R-squared	0.6432	0.7133
Adjusted R-squared	0.5668	0.6519
n (Jahre)	18	18



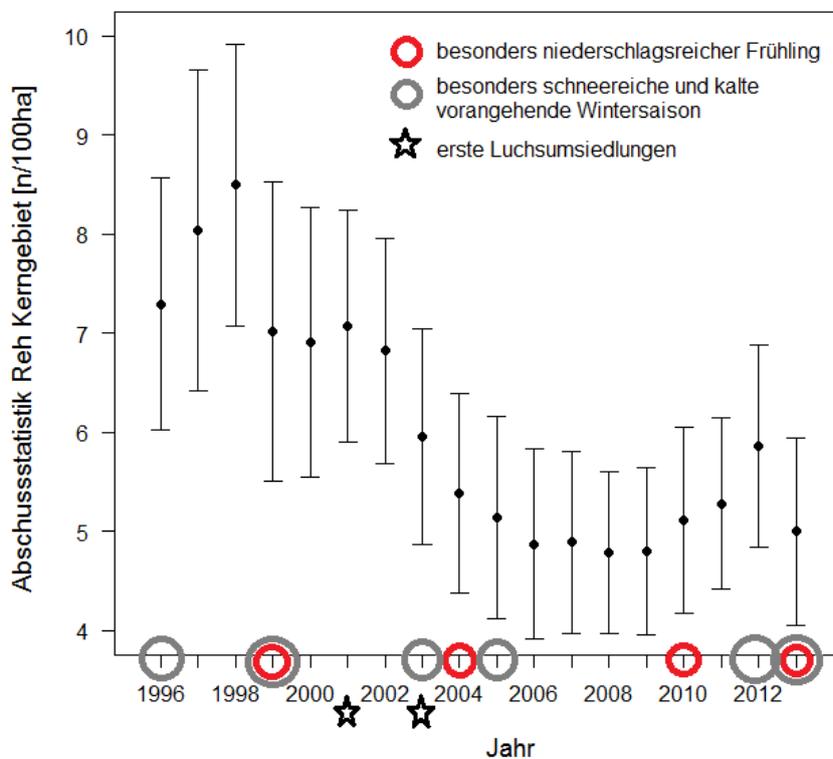
**Abbildung 7:** Entwicklung des Reh-Abschusses pro 100ha jagdbarer Fläche und Fünfjahres-Periode in den Jagdrevieren des Luchs-Kerngebiets (1996-2000=vor; 2004-2008/2009-2013=nach Wiederansiedlung; *Analyse 1a*). Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall. Die Abnahme des Abschusses nach der Wiederansiedlung war signifikant.



**Abbildung 8:** Entwicklung der Reh-Bestandesschätzung pro 100ha jagdbarer Fläche und Fünfjahres-Periode in den Jagdrevieren des Luchs-Kerngebiets (1996-2000 = vor; 2004-2008/2009-2013 = nach Wiederansiedlung; *Analyse 1a*). Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall. Die Abnahme der Bestandesschätzung nach der Wiederansiedlung war signifikant.



**Abbildung 9:** Entwicklung der Reh-Abschussstatistik (Summe Abschuss aller Kern-Jagdreviere) pro Fünfjahres-Periode (1996-2000=vor; 2004-2008/2009-2013=nach Wiederansiedlung). Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall.



**Abbildung 10:** Entwicklung der Reh-Abschussstatistik pro Jahr und 100ha jagdbarer Fläche in den Jagdrevieren des Luchs-Kerngebiets (in Ergänzung zur *Analyse 1c*). Eingezeichnet sind zudem überdurchschnittlich nasse Mai-/Juni- (Setzzeit) sowie kalte und schneereiche zurückliegende Nov.-/Dez.-/Jan.-/Feb.-/März-Monate. Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall.

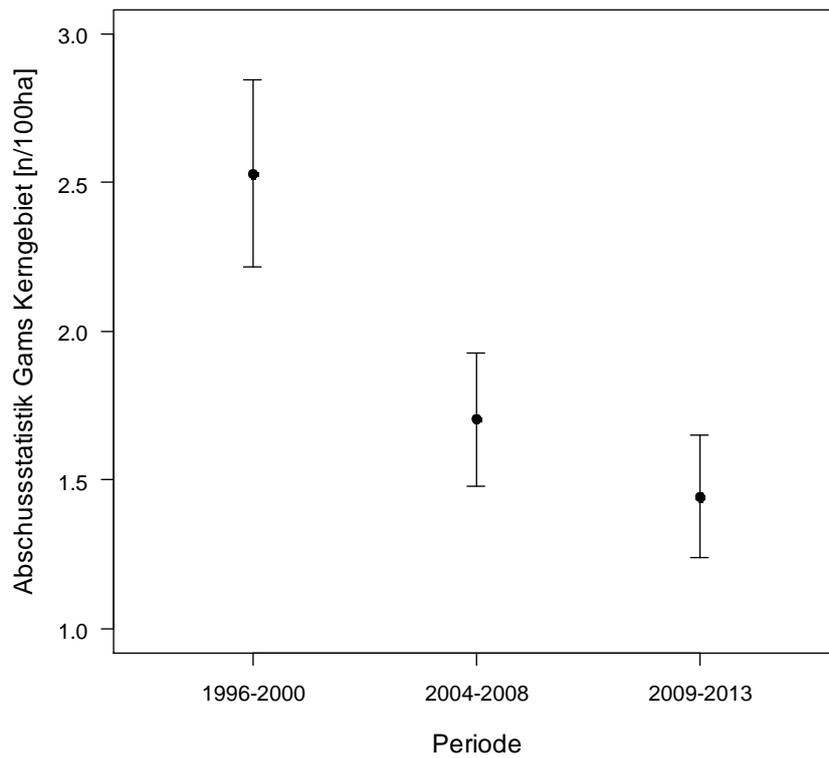
#### 4.2.2 Entwicklung Gamsbestand

Die einfaktorielle Varianzanalyse zur Abschussstatistik der Gams im Luchs-Kerngebiet (*Analyse 1b*) ergab eine hochsignifikante Abnahme des Abschusses in den beiden Fünfjahres-Perioden nach der Luchsansiedlung gegenüber der Fünfjahres-Periode davor. Durchschnittlich nahm der Abschuss um 0.8 ( $\pm 0.2$ ) resp. 1.0 ( $\pm 0.2$ ) Gämsen pro 100ha jagdbarer Fläche ab ( $n=450$ ,  $Df=2$ ,  $F=19.52$ ,  $p<0.0001$ ; Abbildung 11). Die Entwicklung der absoluten Abschusszahlen verlief identisch (Abbildung 13). Die Analyse der geschätzten Bestandesgrösse zeigte ebenfalls eine Abnahme in den Fünfjahres-Perioden nach der Wiederansiedlung gegenüber der Periode davor. Diese betrug durchschnittlich 2.3 ( $\pm 0.6$ ) resp. 2.8 ( $\pm 0.6$ ) Gämsen pro 100ha jagdbarer Fläche ( $n=480$ ,  $Df=2$ ,  $F=12.82$ ,  $p<0.0001$ , Abbildung 12).

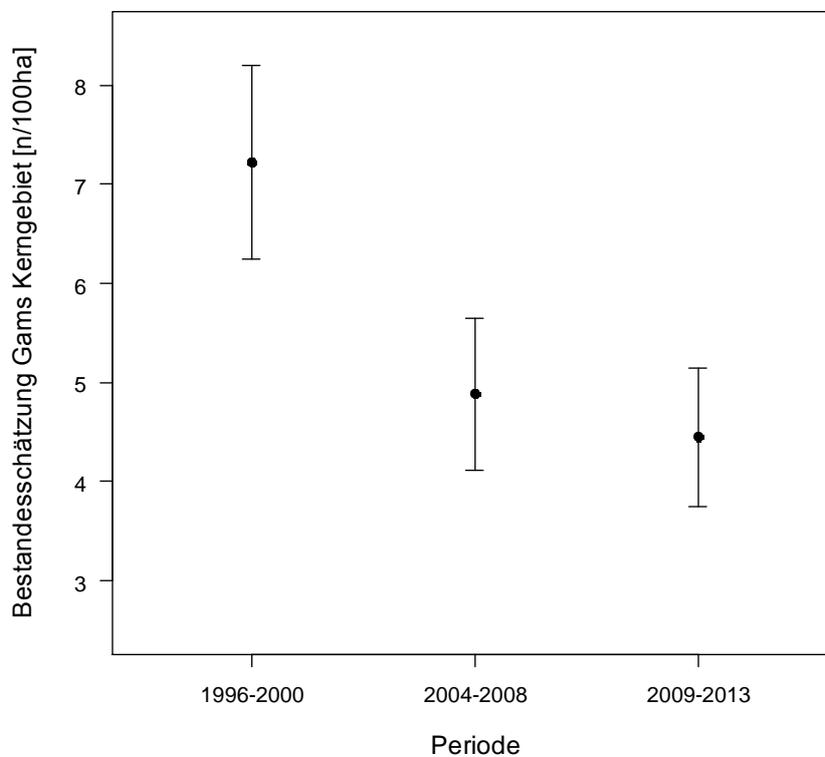
Durch das lineare Modell (*Analyse 1d*) konnten 63% der Varianz der Abschuss- sowie 59% jener der Bestandesstatistik erklärt werden. Die Variable Luchspräsenz hatte in beiden Modellen einen hochsignifikant erklärenden Einfluss ( $t=4.38$ ,  $p=0.0006$  resp.  $t=4.61$ ,  $p=0.0004$ ). Der Fall „Luchs ja“ wirkte sich hierbei negativ auf die Abschuss- und Bestandesstatistik aus. Ebenfalls zeigte die Frühlingshärte einen signifikant negativen Einfluss auf die Abschussstatistik ( $t=-2.89$ ,  $p=0.012$ ), nicht aber auf die geschätzten Bestandeszahlen (Trend mit  $t=-1.90$ ,  $p=0.079$ ). Die Variable Winterhärte hatte in beiden Modellen keinen signifikant erklärenden Effekt ( $t=-3.3$ ,  $p=0.747$  und  $t=0.29$ ,  $p=0.773$ , Tabelle 2). Die Abbildung 14 zeigt die Entwicklung der Gams-Abschussstatistik pro Jahr im gesamten Luchs-Kerngebiet ergänzt mit Angaben zu den Faktoren im Modell.

**Tabelle 2:** Parameterschätzung ( $\pm$  Standardfehler) des linearen Modells zur Erklärung der Gams-Abschuss und – Bestandeszahlen im Kerngebiet (ohne AIC Modellselektion; *Analyse 1d*). Fett gedruckte Faktoren waren signifikant (Signifikanzniveau 95%).

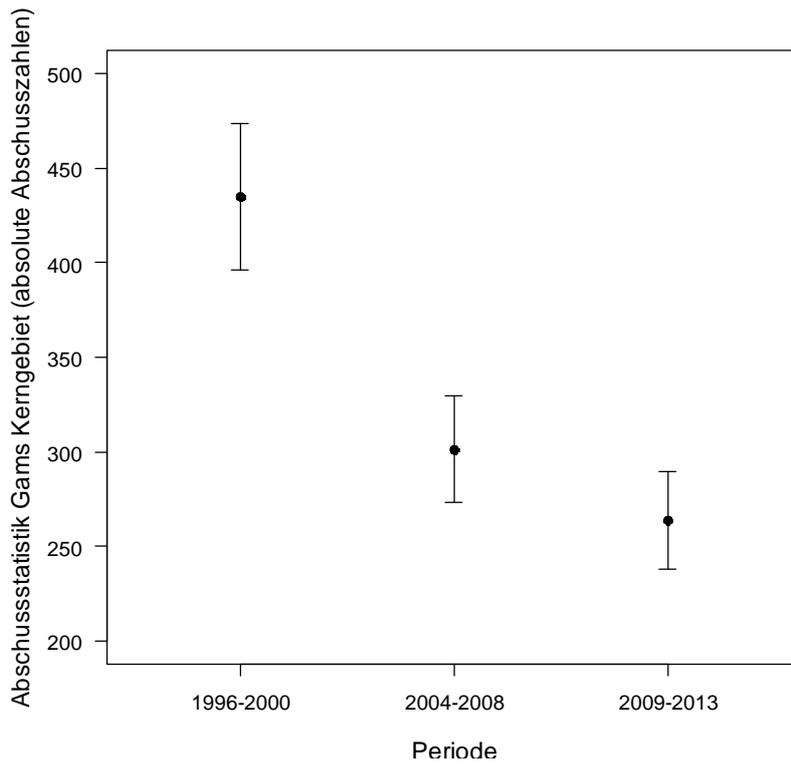
Unabhängige Variablen	Abhängige Variablen	
	<b>Abschuss Gams</b>	<b>Bestandessschätzung Gams</b>
Intercept	<b>524.26 <math>\pm</math> 71.76</b>	<b>1255.08 <math>\pm</math> 205.83</b>
Luchspräsenz (nein, Referenzkategorie ja)	<b>112.27 <math>\pm</math> 25.65</b>	<b>339.34 <math>\pm</math> 73.57</b>
Winterhärte (metr.)	-0.53 $\pm$ 1.60	1.35 $\pm$ 4.60
Frühlingshärte (metr.)	<b>-7.49 <math>\pm</math> 2.59</b>	-14.10 $\pm$ 7.57
Multiple R-squared	0.6961	0.6603
Adjusted R-squared	0.6309	0.5875
n (Jahre)	18	18



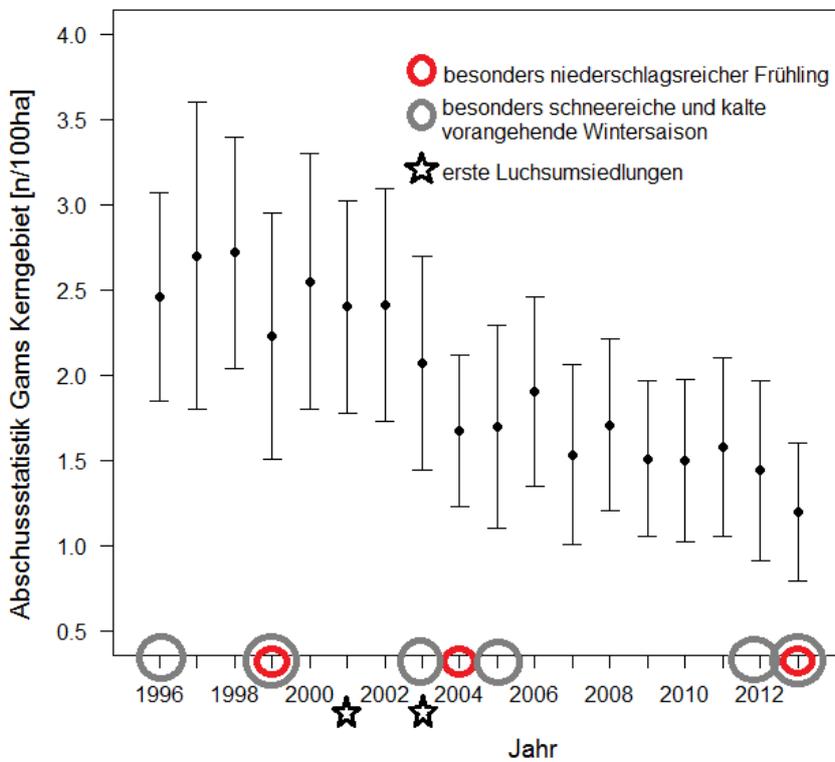
**Abbildung 11:** Entwicklung der Gams-Abschussstatistik pro 100ha jagdbarer Fläche und Fünfjahres-Periode in den Jagdrevieren des Luchs-Kerngebiets (1996-2000=vor; 2004-2008/2009-2013=nach Wiederansiedlung; *Analyse 1b*). Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall. Die Abnahme der Abschusszahlen nach der Wiederansiedlung war signifikant.



**Abbildung 12:** Entwicklung der Gams-Bestandesstatistik pro 100ha jagdbarer Fläche und Fünfjahres-Periode in den Jagdrevieren des Luchs-Kerngebiets (1996-2000=vor; 2004-2008/2009-2013=nach Wiederansiedlung; *Analyse 1b*). Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall. Die Abnahme des Bestandes nach der Wiederansiedlung war signifikant.



**Abbildung 13:** Entwicklung der Abschussstatistik Gams (Summe Abschuss aller Kern-Jagdreviere) pro Fünfjahres-Periode (1996-2000=vor; 2004-2008/2009-2013=nach Wiederansiedlung). Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall.



**Abbildung 14:** Entwicklung der Abschussstatistik Gams pro Jahr und 100ha jagdbarer Fläche in den Jagdrevieren des Luchs-Kerngebiets (in Ergänzung zur *Analyse 1d*). Eingezeichnet sind zudem überdurchschnittlich nasse Mai-/Juni- (Setzzeit) sowie kalte und schneereiche zurückliegende Nov.-/Dez.-/Jan.-/Feb.-/März-Monate. Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall.

#### 4.3 Hypothese 2: Die Grösse der lokalen Reh- und Gamsbestände beeinflusst direkt die Intensität des Wildverbisses

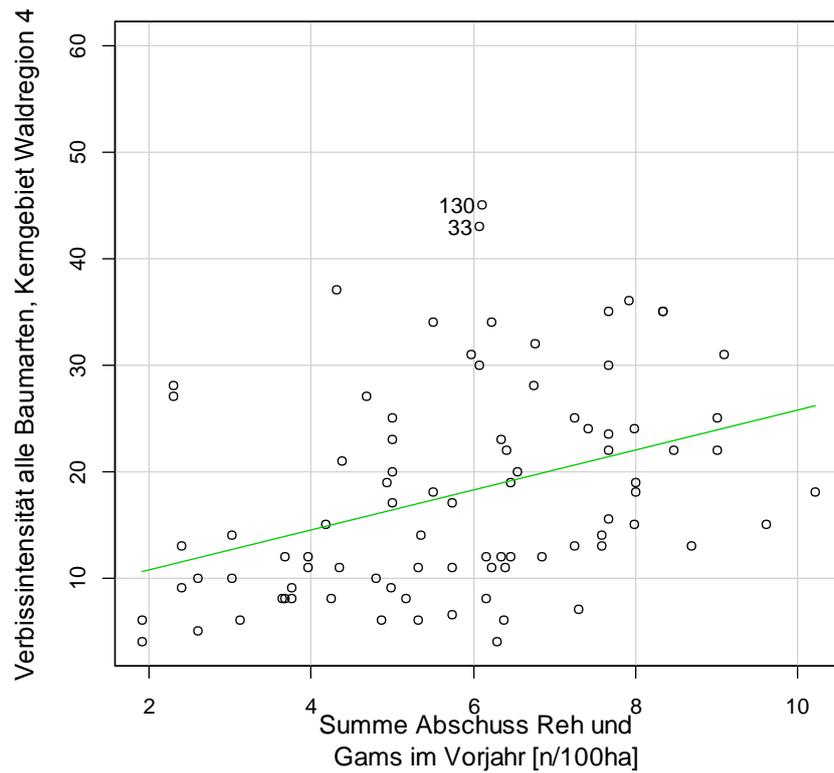
Der Zusammenhang zwischen der Höhe des jährlichen Verbisses auf einer Indikatorfläche und der lokalen Abschussstatistik war hochsignifikant positiv. Je höher die Anzahl Reh und Gams, die in einem von einer Indikatorfläche betroffenen Jagdrevier erlegt wurde, desto höher war die Verbissintensität. Dies zeigten die linearen Regressionsanalysen für die durchschnittliche Verbissintensität aller Baumarten auf allen Indikatorflächen im starken, mittleren und schwachen Luchsintensitätsgebiet (*Analyse 2a*,  $t=5.9$ ,  $p<0.0001$ , 20% der Varianz erklärt) sowie gesondert für die Indikatorflächen im Kerngebiet der Waldregion 4 (*Analyse 2c*,  $t=3.7$ ,  $p=0.0004$ , 13% der Varianz erklärt). Hochsignifikant fielen auch die Analysen zur Verbissintensität der Tanne aus (*Analyse 2b*, starkes, mittleres und schwaches Luchsintensitätsgebiet,  $t=3.6$ ,  $p=0.0004$ ; *Analyse 2d*, Kerngebiet Waldregion 4,  $t=6.3$ ,  $p<0.0001$ ; 5 resp. 30% der Varianz erklärt; Tabellen 3 und 4). Stellvertretend für alle Analysen zeigen die Abbildungen 15 und 16 diesen Zusammenhang.

**Tabelle 3:** Parameterschätzung ( $\pm$  Standardfehler) der linearen Regressionsanalyse zur Erklärung der jährlichen Verbissintensitäten der Indikatorflächen im starken, mittleren und schwachen Luchsintensitätsgebiet (*Analysen 2a/b*). Fett gedruckte Faktoren waren signifikant (Signifikanzniveau 95%). Die Variable „Summe Abschuss Reh und Gams im Vorjahr“ war die jeweilige Abschussstatistik pro 100ha jagdbarer Fläche im Jagdrevier, in dem eine Indikatorfläche lag.

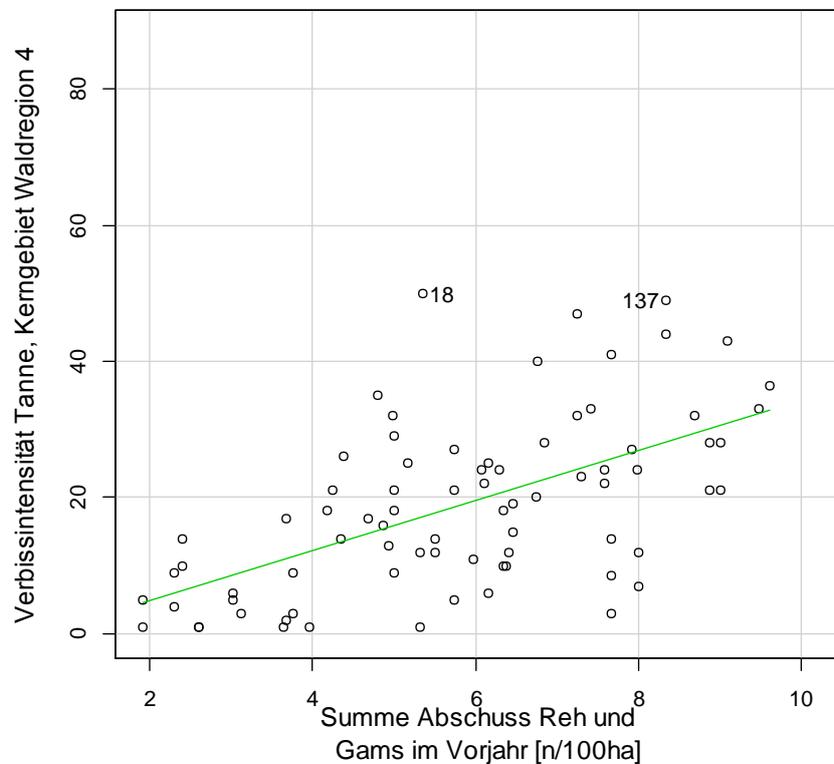
Unabhängige Variablen	Abhängige Variablen	
	Verbissintensität <b>alle Baumarten</b>	Verbissintensität <b>Tanne</b>
Intercept	<b>10.0 <math>\pm</math> 1.7</b>	<b>14.5 <math>\pm</math> 3.5</b>
Summe Abschuss Reh und Gams im Vorjahr	<b>1.5 <math>\pm</math> 0.2</b>	<b>1.3 <math>\pm</math> 0.4</b>
Multiple R-squared	0.2005	0.05575
Adjusted R-squared	0.1978	0.05148
n	294	223

**Tabelle 4:** Parameterschätzung ( $\pm$  Standardfehler) der linearen Regressionsanalyse zur Erklärung der jährlichen Verbissintensitäten der seit 1995 bestehenden Indikatorflächen im Luchs-Kerngebiet der Waldregion 4 (*Analysen 2c/d*). Fett gedruckte Faktoren waren signifikant (Signifikanzniveau 95%). Die Variable „Summe Abschuss Reh und Gams im Vorjahr“ war die jeweilige Abschussstatistik pro 100ha jagdbarer Fläche im Jagdrevier, in dem eine Indikatorfläche lag.

Unabhängige Variablen	Abhängige Variable	
	Verbissintensität <b>alle Baumarten</b>	Verbissintensität <b>Tanne</b>
Intercept	<b>7.0 <math>\pm</math> 3.1</b>	-2.4 $\pm$ 3.5
Summe Abschuss Reh und Gams im Vorjahr	<b>1.9 <math>\pm</math> 0.5</b>	<b>3.7 <math>\pm</math> 0.6</b>
Multiple R-square	0.1387	0.3447
Adjusted R-squared	0.1285	0.3360
n	86	78



**Abbildung 15:** Zusammenhang zwischen der Höhe der jährlichen Verbissintensität in % (alle Baumarten, nur Kern-Indikatorflächen der Waldregion 4) sowie der Anzahl erlegter Rehe und Gämsen (Summe pro 100ha jagdbarer Fläche) im von der jeweiligen Indikatorfläche betroffenen Jagdrevier (jeweils Jagdstatistik im Jahr vor der Verbissaufnahme; Analyse 2c). Der Zusammenhang war signifikant positiv.

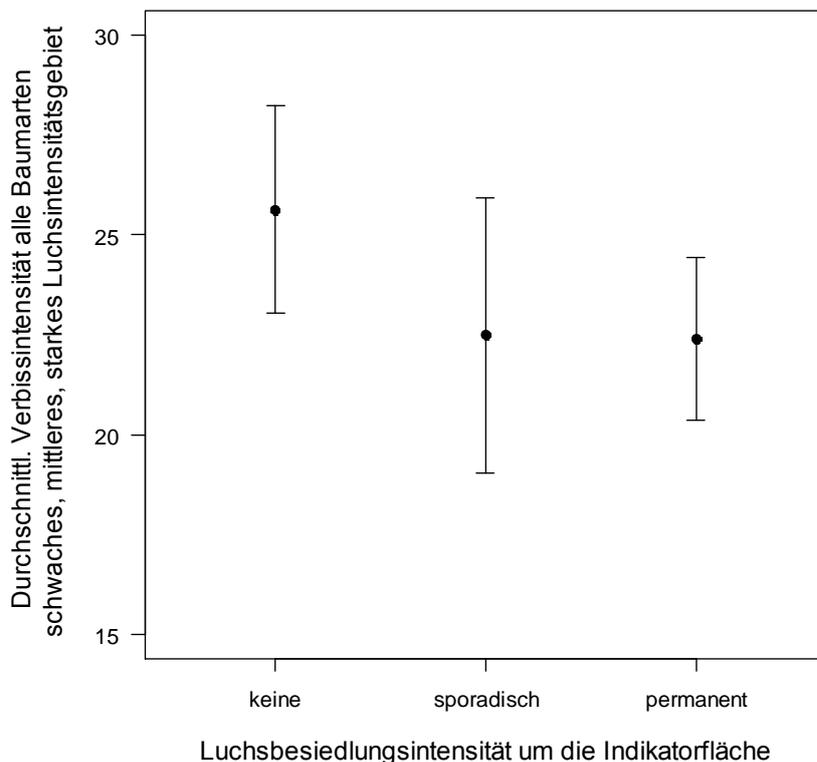


**Abbildung 16:** Zusammenhang zwischen der Höhe der jährlichen Verbissintensität in % (Tanne, nur Kern-Indikatorflächen der Waldregion 4) sowie der Anzahl erlegter Rehe und Gämsen (Summe pro 100ha jagdbarer Fläche) im von der jeweiligen Indikatorfläche betroffenen Jagdrevier (jeweils Jagdstatistik im Jahr vor der Verbissaufnahme; Analyse 2d). Der Zusammenhang war signifikant positiv.

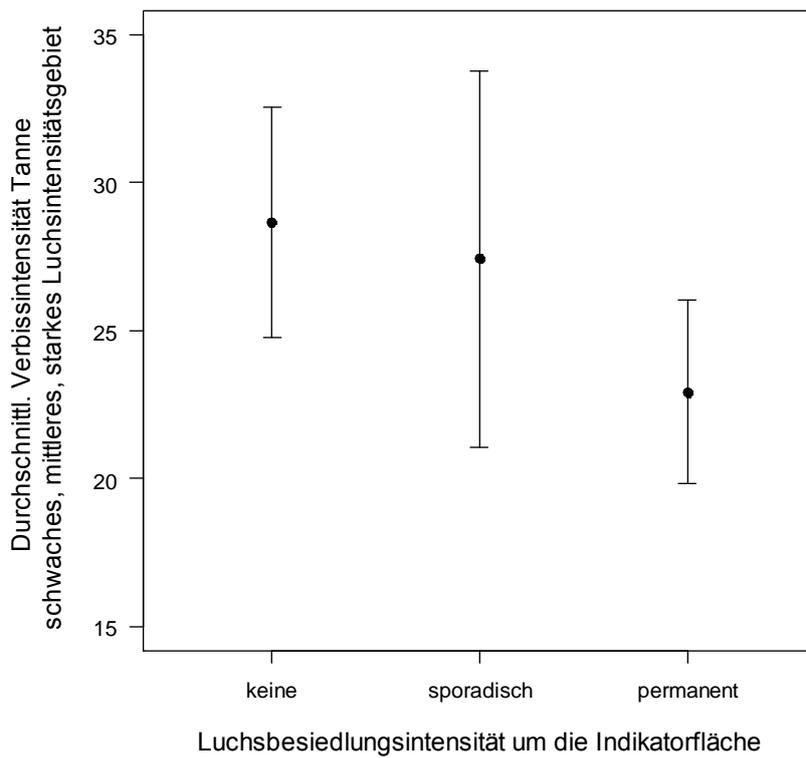
#### 4.4 Hypothese 3: Indem der Luchs Reh- und Gamsbestände numerisch reduziert, nimmt er – in von ihm permanent besiedelten Gebieten - indirekt Einfluss auf die Intensität des Wildverbisses an Jungbäumen

##### 4.4.1 Indikatorflächen der starken, mittleren und schwachen Luchsintensitätsgebiete

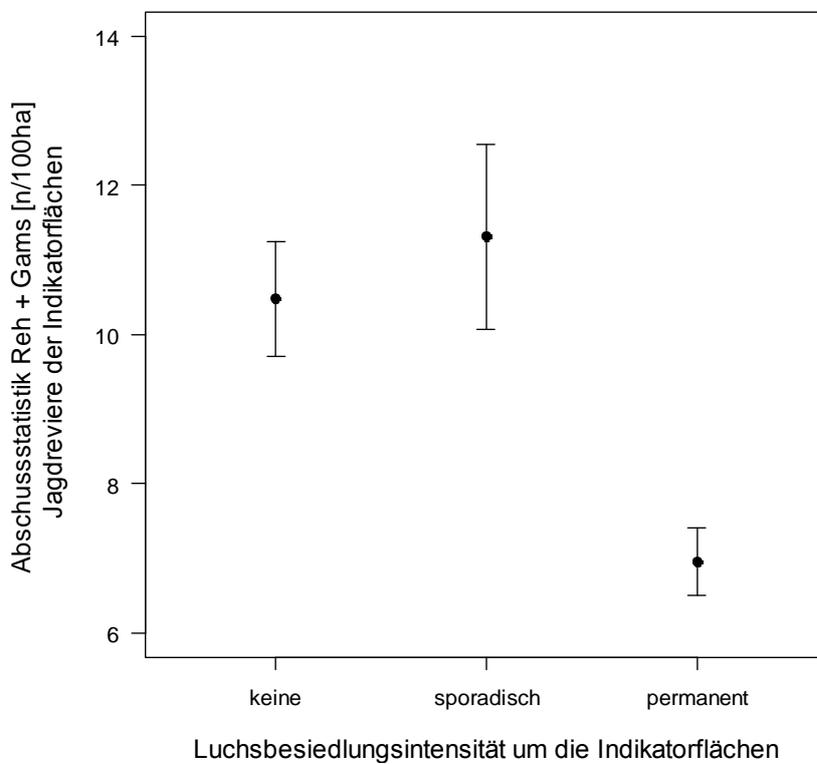
Die einfaktorielle Varianzanalyse zeigte, dass die Verbissintensität aller Baumarten zusammen auf stark bzw. permanent besiedelten Flächen zwar um 3.2% ( $\pm 1.7$ ) geringer war, dieser Unterschied war jedoch statistisch nicht signifikant (*Analyse 3a*,  $n=308$ ,  $Df=2$ ,  $F=2.0$ ,  $p=0.13$ ). Auch bei der Tanne lag kein signifikanter Unterschied, jedoch ein statistischer Trend vor, dass auf permanent besiedelten Indikatorflächen die Verbissintensität um 5.7% ( $\pm 2.6$ ) geringer war (*Analyse 3b*,  $n=282$ ,  $Df=2$ ,  $F=2.7$ ,  $p=0.06$ ). Die Abbildungen 17 und 18 legen diese Resultate grafisch dar. Der Vollständigkeit halber zeigt die Abbildung 19 die Situation der Reh- und Gams-Abschussstatistik in den von den Analysen betroffenen Indikatorflächen resp. Jagdrevieren.



**Abbildung 17:** Durchschnittliche Verbissintensität in % aller Baumarten (Indikatorflächen des starken, mittleren und schwachen Luchsintensitätsgebiets) in Abhängigkeit der über drei Jahre ermittelten Luchsbesiedlungsintensität auf den Indikatorflächen (*Analyse 3a*). Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall. Die Verbissintensitäten unterschieden sich statistisch nicht zwischen den verschiedenen Luchsbesiedlungsintensitäten.



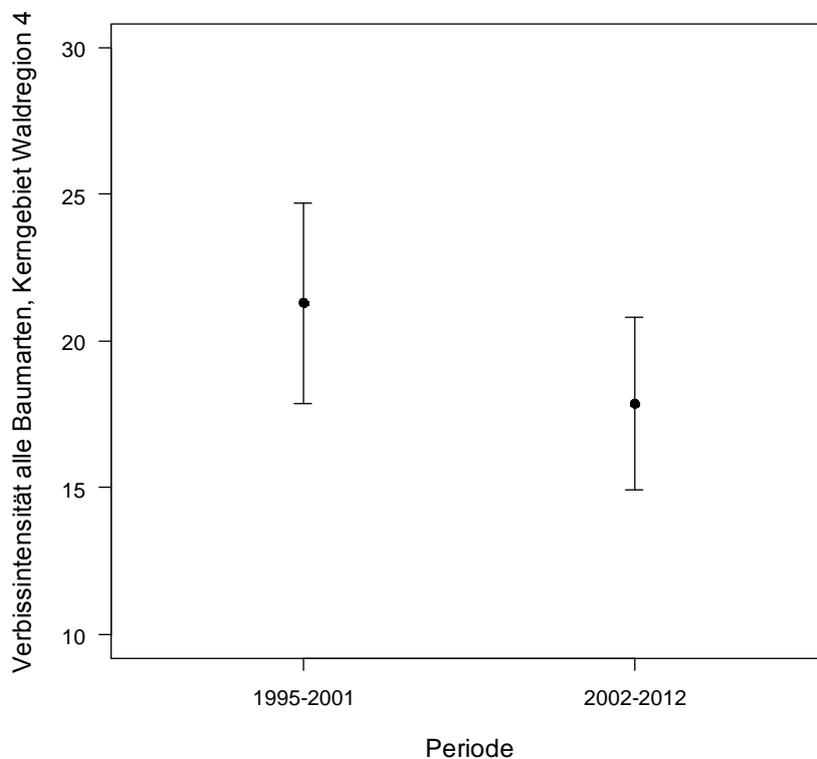
**Abbildung 18:** Durchschnittliche Verbissintensität in % der Tanne (Indikatorflächen starkes, mittleres, schwaches Luchsintensitätsgebiet) in Abhängigkeit der über drei Jahre ermittelten Luchsbesiedlungsintensität auf den Indikatorflächen (*Analyse 3b*). Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall. Es lag ein Trend vor, dass die Verbissintensität der Tanne auf permanent besiedelten Flächen geringer war als auf unbesiedelten.



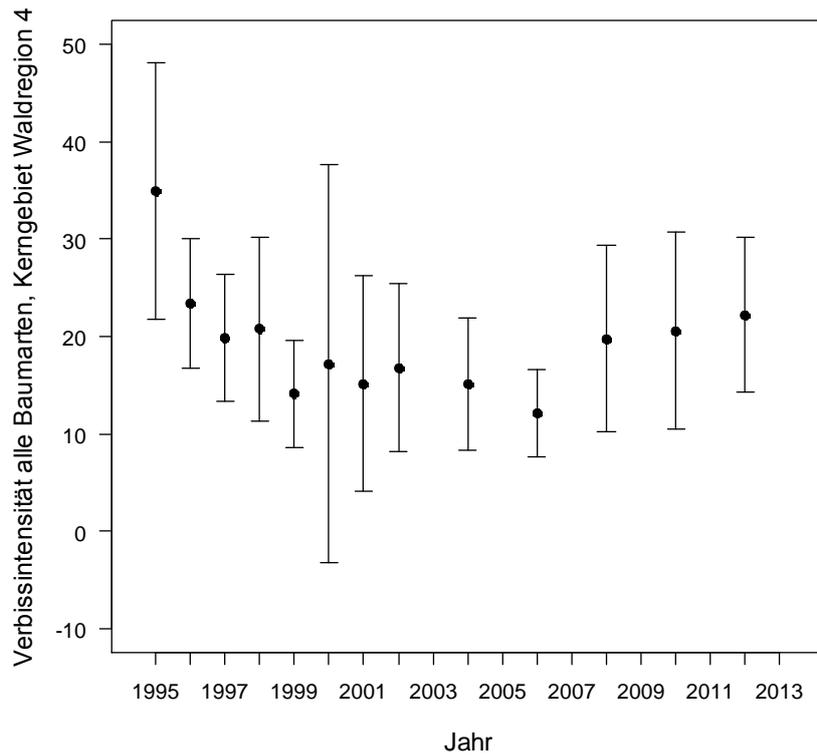
**Abbildung 19:** Abschussstatistik Reh und Gams (Summe) pro 100ha jagdbarer Fläche in den von den untersuchten Indikatorflächen betroffenen Jagdrevieren. Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall.

#### 4.4.2 Luchs-Kerngebiet Waldregion 4

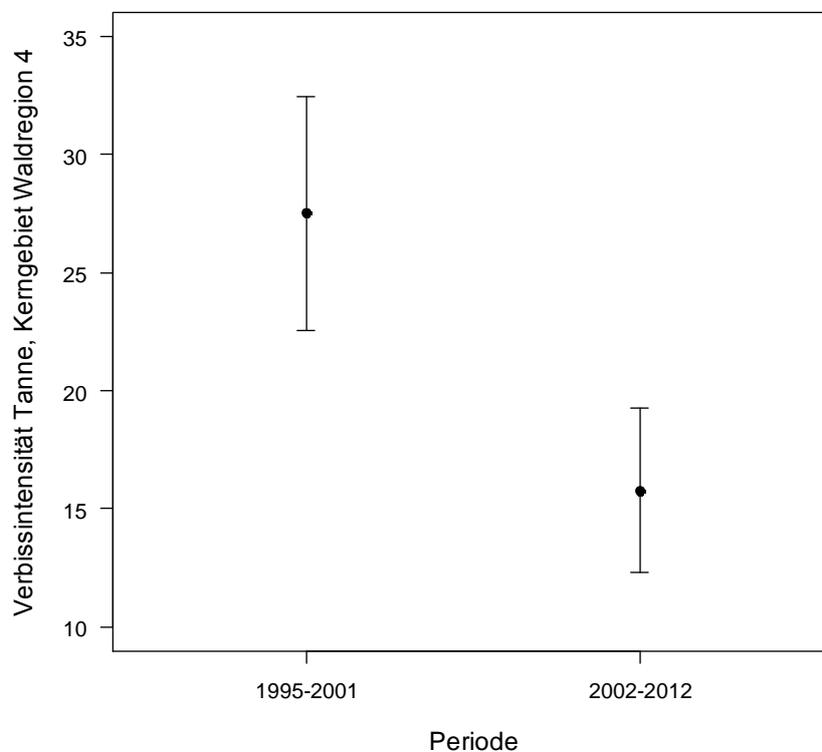
Die durchschnittliche Verbissintensität aller Baumarten in den Jahren nach der Luchsansiedlung war um 3.4% ( $\pm 2.9$ ) geringer, dieser Unterschied war jedoch gemäss t-Test nicht signifikant (*Analyse 3c*,  $n=106$ ,  $df=104$ ,  $t=1.5$ ,  $p=0.129$ ; Abbildung 20). Die Abbildung 21 zeigt ergänzend die jährliche Entwicklung der Verbissintensität aller Baumarten. Die durchschnittliche Verbissintensität der Tanne war nach der Wiederansiedlung gegenüber davor um 12.2% ( $\pm 3.5$ ) hochsignifikant geringer (*Analyse 3d*,  $n=93$ ,  $df=91$ ,  $t=3.9$ ,  $p=0.0002$ ; Abbildung 22). Die Abbildung 23 zeigt zudem, dass die Verbissintensität in den Jahren nach der Wiederansiedlung gegenüber den vorherigen Jahren konstanter geblieben und von wenig Schwankungen geprägt war. Der Vollständigkeit halber zeigt wiederum die Abbildung 24 die Entwicklung der Reh- und Gams-Abschussstatistik in den von diesen Analysen betroffenen Indikatorflächen resp. Jagdrevieren.



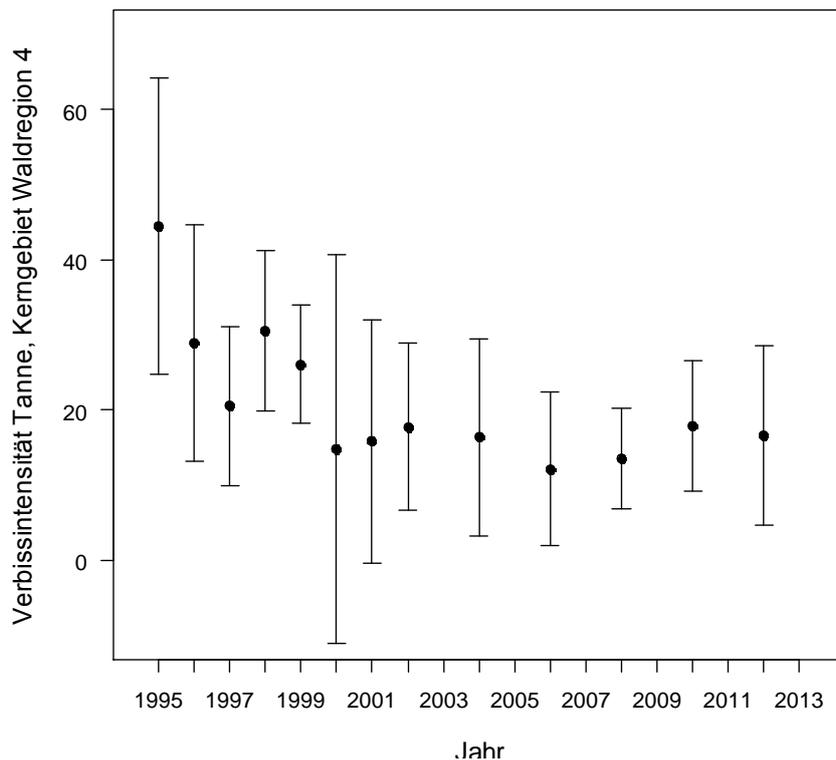
**Abbildung 20:** Durchschnittliche Verbissintensität in % aller Baumarten im Kerngebiet der Waldregion 4 (*Analyse 3c*). Dargestellt ist der arithmetische Mittelwert mit dem 95% Konfidenzintervall. Die Verbissintensität in der Periode nach der Wiederansiedlung (Jahre 2002, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012) unterschied sich gegenüber jener davor (1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000/2001) nicht signifikant.



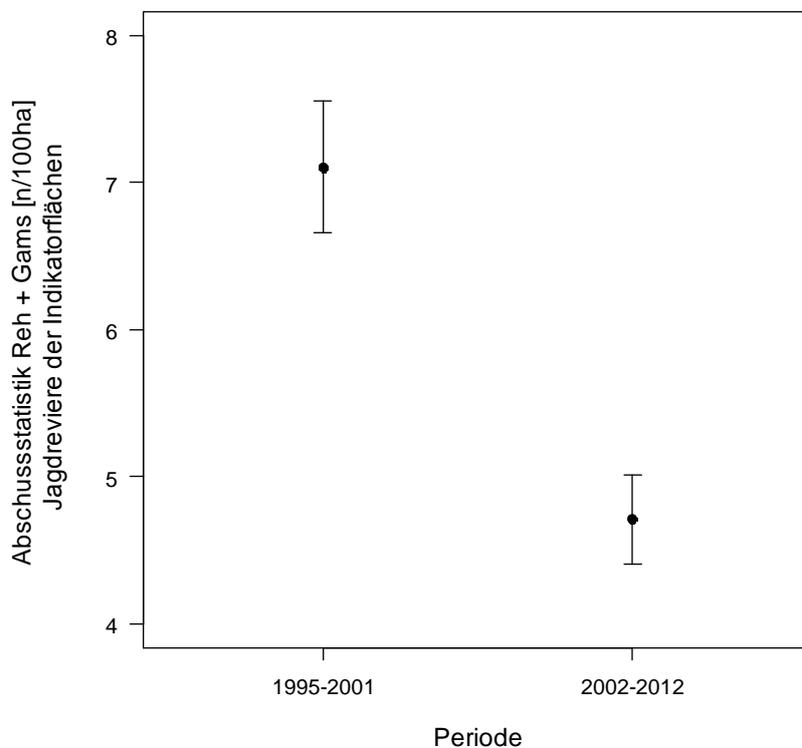
**Abbildung 21:** Jährliche Entwicklung der durchschnittlichen Verbissintensität in % aller Baumarten im Luchs-Kerngebiet der Waldregion 4. Dargestellt ist der arithmetische Mittelwert mit dem 95% Konfidenzintervall.



**Abbildung 22:** Durchschnittliche Verbissintensität in % der Tanne im Kerngebiet der Waldregion 4 (*Analyse 3d*). Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall. Die Verbissintensität in der Periode nach der Wiederansiedlung (Jahre 2002, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012) war gegenüber davor (Jahre 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000/2001) hochsignifikant geringer.



**Abbildung 23:** Jährliche Entwicklung der durchschnittlichen Verbissintensität in % der Tanne im Luchs-Kerngebiet der Waldregion 4. Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall. Seit der Wiederansiedlung (Jahre 2001-2003) blieb die Verbissintensität konstant auf tieferem Niveau.



**Abbildung 24:** Entwicklung der Abschussstatistik Reh und Gams (Summe) pro 100ha jagdbarer Fläche in den von den Analysen betroffenen Indikatorflächen (seit 1995 bestehende Indikatorflächen im Luchs-Kerngebiet der Waldregion 4) resp. den entsprechenden Jagdrevieren. Dargestellt ist das arithmetische Mittel mit dem 95% Konfidenzintervall. Die Periode 1995-2001 (Jahre 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001) liegt vor, die Periode 2002-2012 (Jahre 2002, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012) nach der Wiederansiedlung.

## 5 Diskussion

### 5.1 Datengrundlagen und Methodik

Die Herangehensweise der Aufbereitung der Luchsdaten war insofern vorteilhaft, als dass nicht die Anzahl Nachweise pro Jahr gewertet wurden, sondern lediglich Nachweis ja oder nein in einem Gebiet resp. Jahr. Die Präsenz des Luchses kann anhand der Nachweiskategorien 1 und 2 mit hoher Sicherheit belegt werden (Molinari-Jobin et al. 2011). Dies ermöglichte die Ausscheidung von Luchsentensitätsgebieten und Luchs-Kerngebieten, in welchen der Luchs mit hoher Sicherheit über die ganze Projektdauer anwesend war und in welchen vorher/nachher Analysen gemacht werden konnten. Abwesen-Kategorisierungen sind hingegen grundsätzlich mit Unsicherheit behaftet (vielleicht war der Luchs präsent, er wurde aber nicht erfasst). Die Gespräche mit den lokalen Experten ergaben zudem, dass einige Jagdgesellschaften Luchsnachweise erst seit dem Jahr 2008 – seit es für die Teilnahme am Luchsmonitoring eine leistungsorientierte Abgeltung gibt - den Experten meldeten. Dies könnte die Falsch-Absenz-Fehlerrate in gewissen Rasterquadraten erhöht haben. Die Einteilung der Luchsentensitätsgebiete wurde dennoch von allen lokalen Experten subjektiv als zutreffend erachtet. Zur Lücke zwischen den Kerngebietsteilen Ost und West gab es Rückmeldungen, dass dort aufgrund von topografisch schwierigem Gelände weniger Nachweise erbracht würden und dieses Gebiet auch zum Kerngebiet zählen sollte.

Zum Vergleichen der Entwicklungen von Reh- und Gamsbeständen und Verbissintensitäten mit und ohne Luchseinfluss wäre die Betrachtung eines homogenen, vom Luchs unbesiedelten Referenzgebiets sinnvoll (Ratikainen et al. 2007). Dies betrifft insbesondere den grossflächigen Vergleich von Verbissdaten, welche für den Zeitraum vor der Luchsansiedlung nicht vorlagen.

Zu der Interpretation der Jagdstatistikdaten sollte erwähnt sein, dass diese grundsätzlich mit einer gewissen Unsicherheit behaftet sind (Angst & Annen 2003). Abschusszahlen können beispielsweise von schwankenden Bejagungsintensitäten (Zeitaufwand, Anzahl Jäger) oder von variierenden Reviergrenzen oder Zielsetzungen abhängig sein. Dadurch, dass jedoch in die vorliegenden Analysen Daten von 33 Jagdrevieren einfließen, dürften sich allfällige Abweichungen einzelner Jagdreviere kompensiert haben. Die Befragung der Wildhüter ergab zudem, dass sich der Jagddruck nach der Wiederansiedlung des Luchses nicht stark veränderte, was die Abschussstatistik vor und nach der Wiederansiedlung grundsätzlich vergleichbar macht. Es gab einzelne Reviere, welche nach den Luchsansiedlungen den Abschuss absichtlich senkten, andere hoben ihn an, was wiederum grossflächig zu einem Ausgleich geführt haben dürfte.

Bei der Interpretation der Verbissdaten ist zu beachten, dass aus den Zahlen zu den Verbissintensitäten keine Schäden abgeleitet werden dürfen. Die Verbissintensität gibt die Relation von abgefressenen zu vorhandenen Jungbäumen wieder. Eine Überbeanspruchung der vorhandenen Jungbäume kann langfristig zu Veränderungen in der Vegetation und – je nach Zielsetzung – zu

Schäden führen. Schäden müssten aber anhand der Zielsetzung und einer Stammzahlanalyse festgestellt werden (Odermatt 2003).

Berücksichtigt werden muss zu den Daten und Analysen im Allgemeinen, dass über den Untersuchungszeitraum weder die Luchs- und Beutetierdichte noch die Risse und Territorien des Luchses homogen im Raum verteilt waren (Winter 2004). Auch allfällige Veränderungen der Lebensräume schufen lokal im Verlaufe der Zeit unterschiedliche Bedingungen. Es ist daher möglich, dass die Einflüsse des Luchses im Rahmen dieser Arbeit nicht gänzlich zum Vorschein traten, da diese auf den Wildbestand und –verbiss teilweise sehr lokal wirken und variieren konnten.

## **5.2 Hypothese 1: Nach der Wiederansiedlung des Luchses haben die Reh- und Gamsbestände im permanent vom Luchs besiedelten Gebiet abgenommen**

### **5.2.1 Entwicklung Rehbestand**

Unter den vorausgesetzten Bedingungen, dass die Abschusszahlen resp. die Bestandesschätzungen der Jägerschaft die Entwicklung der effektiven Bestandeshöhe des Rehs verhältnismässig widerspiegeln, kann diese Hypothese anhand der Resultate (*Analyse 1a*) bestätigt werden. Sowohl die Abschusszahlen wie auch Bestandesschätzungen sanken nach der Luchsansiedlung hochsignifikant ab und stiegen bis heute nicht wieder auf das ursprüngliche Niveau an. Ob diese Abnahme jedoch tatsächlich dem Luchs zugeschrieben werden kann, ist Gegenstand der folgenden Diskussion.

Ähnliche Entwicklungen resp. starke Abnahmen in den Reh- (wie auch Gams-)beständen durch den Luchs hielten andere Autoren in vergleichbaren Studiengebieten fest (Haller 1992, Rüegg et al. 1999, Heurich et al. 2004). Im Allgemeinen variiert jedoch der Einfluss des Luchses auf seine Beutetierbestände je nach Gebiet stark (Jedrzejewski et al. 1993, Okarma et al. 1993, Jobin et al. 2000, Stahl et al. 2001, Molinari-Jobin et al. 2002, 2007, Andersen et al. 2007, Melis et al. 2010, Mejlgaard et al. 2012, Heurich et al. 2012). Entscheidende Einflussfaktoren bilden nebst dem Luchs Klima, Krankheiten, intra- und interspezifische Konkurrenz sowie die Landnutzung des Menschen (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Eine wichtige Rolle spielen auch die Nahrungsgrundlagen resp. die Flächenproduktivität, welche die Beutetierdichten direkt beeinflussen (Melis et al. 2009, 2010). Der Luchs wirkt insbesondere auf kleine Beutetierbestände reduzierend (Ratikainen et al. 2007, Melis et al. 2009, 2010, Heurich et al. 2012). Melis et al. (2009) stellten in ihrer europaweiten Studie fest, dass der Effekt von Prädatoren auf Rehbestände grösser war in Gebieten mit geringer Flächenproduktivität und mit rauherem Klima. Hingegen war der Einfluss in produktiveren und klimatisch milderer Gebieten mit höheren Beutetierdichten kaum feststellbar. Dass der reduzierende Effekt des Luchses bei kleineren Beutetierbeständen höher ist, liegt an seiner konstanten minimalen Rissrate von rund 50 Beutetieren pro Jahr, auch bei tiefen Beutetierdichten (Nilsen et al. 2009b, Melis et al. 2010). Zudem bleiben Reh und Gams – auch wenn stark reduziert und schwieriger zu erbeuten – die Hauptbeute des Luchses (Schmidt

2008). Die Daten der St. Galler Jagdstatistik sowie vorangehende Studien zeigten, dass der „Jahrhundertwinter“ 1998/1999 mit massiven Schneefällen im Februar sowie möglicherweise zusätzlich der darauffolgende niederschlagsreiche Frühling im Untersuchungsgebiet zu einem Bestandesrückgang bei Reh und Gams führten (Winter 2004, Robin & Köchli 2006, Lanz 2007). Die Ausgangsbestände waren somit im Jahr 2000 – unmittelbar vor den Luchsansiedlungen – im Vergleich zu vorangehenden Jahren - kleiner. Dies könnte den reduzierenden Effekt durch den Luchs verstärkt haben.

Das Modell, welches zusätzlich die Faktoren Winter- und Frühlingshärte beinhaltet, liess den Einfluss von strengen Winter- und Frühlingsmonaten auf das Reh durch den starken Effekt des Luchses untergehen (*Analyse 1c*). Bei der Betrachtung der jährlichen Entwicklungen fällt aber auf, dass vor allem harte Winter in Kombination mit niederschlagsreichen Mai/Juni Monaten jeweils zu geringeren Abschuss- und Bestandesschätzungszahlen führten (Winter/Frühling 1998/1999 und 2012/2013). Dass kalte und schneereiche Winter Auswirkungen auf den Rehbestand haben können, wurde mehrfach belegt (Okarma et al. 1995, Danilkin & Hewison 1996, Rattikainen et al. 2007). Diese können direkt die Kondition und die Sterblichkeit adulter weiblicher Rehe beeinflussen, welche überwiegenden Einfluss auf die Populationsdynamik haben (Ellenberg 1978, Gaillard et al. 1997). Viel Schnee schränkt die Mobilität des Rehs ein, erhöht die energetischen Kosten für die Fortbewegung, reduziert den Zugang zu Nahrung und erhöht die Erfolgchancen von Prädatoren (Holand et al. 1998). Zudem erfahren Geissen, die in voralpinen Lebensräumen durch ungünstige Witterung im vergangenen Winter geschwächt sind, hohe Kitzverluste (Wotschikowsky 1996). Niederschlagsreiche Mai /Juni Monate können sich vor allem negativ auf Kitze auswirken (Müri 1999). In der vorliegenden Studie scheinen schlechte Witterungsverhältnisse vor allem den Effekt des Luchses zu verstärken (oder umgekehrt). Melis et al. (2009) stellten in ihrer europaweiten Studie fest, dass harte Winter lediglich in Gebieten mit Luchspräsenz erhebliche Auswirkungen auf Rehbestände hatten. Eine kumulative Wirkung zwischen harten Wintern und Luchspräsenz beobachteten Melis et al. (2010) in Norwegen, wo zudem Jahre mit kürzerer Vegetationszeit lediglich in Gebieten mit Luchspräsenz negativ auf den Rehbestand wirkten. Das Reh kann sich grundsätzlich in produktiven Lebensräumen durch eine relativ hohe Reproduktionsrate schnell von wetterbedingten Einbrüchen erholen. Im vorliegenden Fall erholten sich jedoch die Bestände in mildereren Winter- und Frühlingsmonaten nicht auf die Ursprungshöhe vor der Luchsansiedlung. Dies ist unmittelbar auf den Luchs zurückzuführen und machte diesen Faktor im Modell signifikant.

Die Auswirkungen von Prädation und Bejagung hängen nicht nur von der Anzahl entnommener Beutetiere ab, sondern auch von ihrer Altersklassenverteilung (Molinari-Jobin et al. 2002, Nilsen et al. 2009). Veränderungen in der Mortalitätsrate von adulten Rehen zählen zu den wichtigsten Gründen für Veränderungen von Populationsgrössen (Nilsen et al. 2009). Verglichen mit anderen Gebieten in der Schweiz rissen die Luchse im vorliegenden Untersuchungsgebiet in den ersten

zweieinhalb Jahren sowohl beim Reh wie auch bei der Gams signifikant mehr weibliche als männliche und zudem überwiegend adulte Beutetiere (Ryser et al. 2004). Somit griffen die Luchse direkt in die am stärksten reproduzierende Klasse ein, was wahrscheinlich ebenfalls zum Bestandesrückgang beim Reh wie auch bei der Gams beitrug (Gaillard et al. 1997, Krofel et al. 2013). Krofel et al. (2013) beobachteten aber auch, dass der Luchs erheblich mehr Rehe mit ausgeschöpften Fettreserven riss, als dass solche durch den Menschen erlegt wurden.

Im Zentrum steht auch die Frage nach einem allenfalls veränderten räumlichen Verhalten des Rehs durch den Luchs (Winter 2004, Heurich et al. 2012). Kaskadenuntersuchungen von Wolf-Rothirsch-Vegetationsverjüngung im Yellowstone und Białowieża National Park (USA und Polen) ergaben, dass der Wolf das räumliche Verhalten des Rothirschs erheblich veränderte und damit auch die Verbisssituation beeinflusste (Ripple & Beschta 2012, Kuijper et al. 2013). Da sich der Rothirsch im Gegensatz zu im Wald lebenden Rehen jedoch in grossen Rudeln aufhält und sich räumlich in solchen verschiebt, ist diese Situation nur bedingt vergleichbar. Ebenso ist ein allfälliger Lerneffekt im Rudel grösser, da die Überlebenschancen mit der Gruppengrösse steigen (Sönichsen et al. 2013, Kuijper et al. 2013). Zudem unterscheiden sich die Jagdstrategien des Wolfs (Hetzjagd im Rudel) und des Luchses (einzelgängerischer Pirschjäger) (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008, Samelius et al. 2013). In der Studie von Ratikainen et al. (2007) unterschied sich das Raumnutzungsverhalten von Rehen zwischen Gebieten mit und ohne Luchspräsenz nicht. Das räumliche Verhalten des Rehs wurde in erster Linie von der Witterung (z.B. Niederschlag, Schneelage) sowie von der Qualität der Nahrungsquellen gesteuert. Das Reh akzeptierte ein hohes Prädationsrisiko in einem Gebiet, sofern dieses gute Deckungs- und Nahrungsmöglichkeiten bot. Auch Samelius et al. (2013), welche vor und nach der Luchsansiedlung besenderte Rehe telemetrisch überwachten, stellten keine räumliche Verhaltensänderungen aufgrund des Luchses fest. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass auch in dieser Studie ein verändertes Verhalten zumindest grossräumig keine Rolle spielte, sofern sich die Habitatqualität hinsichtlich Nahrung und Deckung nicht in grossem Umfang modifizierte.

Bei der Interpretation der Daten und Resultate zum Rehbestand sollte beachtet werden, dass schon bei einem geringen Bestandesrückgang die Beobachtbarkeit und somit auch Bejagbarkeit durch den Menschen überproportional abnimmt (Ellenberg 1975). Es ist daher möglich, dass der Rückgang der Abschuss- und Bestandesschätzungszahlen überproportional zu der effektiven Bestandesabnahme steht. Ein wichtiger Diskussionspunkt ist in diesem Zusammenhang auch eine allfällige Verhaltensänderung des Rehs durch den Luchs. Lone et al. (2014) zeigten in ihrer Studie, dass in deckungsreichem Gelände das Prädationsrisiko durch den Luchs, in offenen Gebieten hingegen die Gefahr durch menschliche Bejagung stieg. In einem Revierjagdkanton mit lang anhaltendem Jagddruck ist es daher schwierig für das Reh, risikoarme Zonen zu finden. Da es aufgrund seiner Nahrungsphysiologie und hohen Stoffwechselrate ohnehin seinen 24-stündigen Äsungsrythmus mit mehreren Äsungsperioden einhalten muss (Sönichsen et al.

2013) und als Konzentratselektierer qualitativ gute Lebensräume trotz Luchspräsenz nicht zu verlassen scheint (Samelius et al. 2013), könnte das Feindvermeidungsverhalten in Form einer erhöhten Aufmerksamkeit angepasst worden sein (Haller 1992). Sönnichsen et al. (2013) belegten ein erheblich gesteigertes Aufmerksamkeitsverhalten des Rehs während der Jagdzeit. Mit einer Ausnahme erläuterten auch die Wildhüter, dass die Bejagung aufgrund einer zunehmenden Wachsamkeit des Rehs spürbar schwieriger geworden sei. Im Endeffekt wäre es also möglich, dass die Abnahmen der Jagdstatistikdaten teilweise durch eine im Verhältnis zum effektiven Bestandesrückgang überproportional schlechtere Sichtbarkeit und/oder durch eine erhöhte Aufmerksamkeit des Rehs zustande gekommen sind.

Da weniger Rehe und Gämsen durch die menschliche Bejagung erlegt, dafür jedoch zusätzlich durch den Luchs gerissen wurden, ist zu erwägen, inwiefern der Rückgang in der Abschussstatistik die kompensatorische Sterblichkeit repräsentiert: Kompensiert der Abgang durch den Luchs den verminderten Abgang durch die Jägerschaft? Zu dieser Frage kann nur spekuliert werden, da die Mortalitätsraten von Reh und Gams über die gesamte Projektdauer unbekannt sind. Die Anzahl präsender Luchse und Beutetiere sowie deren Populationsstrukturen schwankten zudem stark, was die Mortalitäts- und Rissraten beeinflusste. Im von KORA ermittelten Kerngebiet (welches sich mit jenem in dieser Arbeit überschneidet), lag die Prädation des Luchses im Jahr 2002 bezogen auf die Jagdstrecke von Reh und Gams bei ca. 21% (Ryser et al. 2004). Die Jagdstrecke war zu diesem Zeitpunkt noch auf dem Niveau vom Jahr 1999, der Abgang im 2002 war also durch den Luchs gegenüber 1999 um 20% höher. Dieser erhöhte Abgang (in der am stärksten reproduzierenden Klasse und bereits wetterbedingt reduzierten Beständen) könnte im darauffolgenden Jahr 2003 für den markanten Bestandeseinbruch beim Reh wie auch bei der Gams geführt haben. Es folgten ab 2002 erste Reproduktionen und im 2003 erneut Luchsansiedlungen, wodurch sich die jährliche Anzahl Risse nochmals erhöhte. Alle Luchse könnten zumindest den insgesamt rund 30 prozentigen Rückgang des Reh- und Gamsabschlusses kompensiert haben. Wahrscheinlich war die Anzahl der Risse so hoch, dass dies zusammen mit den Abschusszahlen der Jägerschaft eine effektive Abnahme des Reh- und Gamsbestandes bewirkt hat.

Ein weiterer Faktor, der in Zusammenhang mit der Bestandesentwicklung des Rehs (und auch der Gams) beachtet werden sollte, ist die kontinuierlich starke Zunahme des Rothirschbestandes über die letzten rund zehn Jahre, insbesondere im östlichen Teil des Luchs-Kerngebiets. Da zum Rothirsch jedoch keine Jagdstatistikdaten und Daten zur räumlichen Verteilung in die Arbeit mit einbezogen wurden, bleibt dieser ein unbekannter Faktor. Der Rothirsch kann auf das Reh einen verdrängenden Effekt haben (Latham et al. 1999). Dies wurde auch von den meisten Wildhütern bemerkt. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass der Rothirsch allein für keinen solch frappanten und schnell eintretenden Bestandesrückgang des Rehs im Jahr 2003 verantwortlich war. Daher kommt er als ausschlaggebender Faktor für die starken Bestandesabnahmen nicht in Frage. Er könnte jedoch mit ein Grund für die anhaltend tiefen Abschussquoten gewesen sein.

Das Reh kann von einem weiteren Prädator, dem Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), beeinträchtigt werden. Dieser vermag Rehkitze in den ersten Lebenswochen zu überwältigen, womit er jedoch keinen direkten Einfluss auf die reproduktionsfähige Klasse des Rehs nimmt. Als Allesfresser ist er auch nicht auf Rehkitze als Nahrungsgrundlage spezialisiert (Panzacchi et al. 2009). Der Fuchs war zudem auch vor der Luchsansiedlung präsent und bildet somit einen relativ konstanten Faktor. Er wird als Grund für die starken Bestandesabnahmen ausgeschlossen.

Bei der Betrachtung der Abschuss- wie auch Bestandesschätzungszahlen des Rehs fällt auf, dass diese in den Jahren 2010, 2011 und 2012 eine leicht zunehmende Entwicklung andeuteten. Dies könnte auf veränderte Rissraten zurückzuführen sein. Haller (1992) beobachtete einen mit einer sinkenden Anzahl Beutetiere einhergehenden Anstieg in der Nutzung der Risse. Durch die vollständigere Nutzung der Risse wurden weniger Beutetiere entnommen, die Reh- und Gamsbestände pendelten sich auf tiefem Niveau ein und stiegen wieder leicht an. Eine solche Variation in der Verfügbarkeit von Beutetieren ist ein wichtiger Faktor, welcher die Variation im räumlichen Verhalten des Luchses erklärt (Molinari-Jobin et al. 2007). Es wurde beobachtet, dass der Luchs aufgrund sinkender Beutetierdichten seinen Jagdaufwand steigern und sein Streifgebiet vergrößern muss (Haller 1992, Schmidt 2008). Aufgrund der Territorialität des Luchses bedeutet dies, dass sinkende Dichten im Beutetierbestand unmittelbar Einfluss auf die Dichte des Luchsbestandes haben (Schmidt 2008). Untersuchungen in Polen haben gezeigt, dass die Anzahl Jungtiere pro Luchsweibchen zusammen mit reduzierten Beutetierbeständen sank (Jêdrzejewska & Jêdrzejewski 1998). Haller (1992) erläuterte weiter, dass kleinere Beutetierbestände durch eine geringere intraspezifische Konkurrenz resistenter gegenüber Umwelteinflüssen (wie z.B. strenge Winter) werden. Nichtsdestotrotz widerspricht im vorliegenden Untersuchungsgebiet diesen Erkenntnissen die Tatsache, dass die Luchsdichte in diesen Jahren anstieg und im Jahr 2012 als so hoch errechnet wurde wie nie zuvor (Ryser et al. 2004).

Zusammenfassend kann in Anbetracht der erläuterten Diskussionspunkte beim Reh von einer effektiven Bestandesabnahme nach der Wiederansiedlung des Luchses ausgegangen werden. Diese wurde auch subjektiv von allen befragten Wildhütern wahrgenommen. Ob diese Abnahme proportional zu jener in der Jagdstatistik steht, ist jedoch unklar. Ausschlaggebend für die Bestandesreduktion war wahrscheinlich die konstante minimale Rissrate des Luchses sowie diese kumuliert mit wetterbedingt reduzierenden Jahren sowie mit dem anhaltenden Jagddruck des Menschen. Ohne die Anwesenheit eines Prädators geht mit einer zum Bestandesrückgang überproportional schwierigeren Bejagung durch den Menschen ein gewisser Schutz für das Reh vor einer übermässigen Reduktion einher, und dieser bietet auch die Möglichkeit zur Erholung. Diese „Erholungszeit“ wurde jedoch vom Luchs auch nach wetterbedingt reduzierenden Jahren nicht gewährleistet, was wahrscheinlich zur Bestandesreduktion führte. Zudem griff der Luchs zumindest in den ersten Jahren schwerpunktmässig in die reproduzierende Klasse von Reh und Gams ein. Im Laufe der Jahre trug möglicherweise auch die steigende Rothirschdichte zu den tiefen

Reh-Abschussquoten bei. Bestandesreduzierende Krankheiten des Rehs wurden von der Wildhut während der Projektdauer keine festgestellt. Ein verändertes räumliches Verhalten des Rehs spielte, sofern hier zu beurteilen, keine massgebliche Rolle, möglicherweise aber eine schwierigere Bejagung/Beobachtbarkeit durch eine erhöhte Wachsamkeit.

### 5.2.2 Entwicklung Gamsbestand

Die Jagdstatistikdaten zeigten auch bei der Gams eine hochsignifikante Abnahme in den Jahren nach der Luchsansiedlung (*Analyse 1b*). Ob und inwiefern der Luchs dafür verantwortlich ist, wird nachfolgend diskutiert. In den vorangehenden Erläuterungen wurde bereits auf einiges hingewiesen, was auch auf die Gams zutrifft. Die Ausgangslage unterscheidet sich jedoch grundsätzlich von jener des Rehs, einerseits aufgrund des räumlichen Verhaltens sowie der Populationsökologie und Biologie der Gämse, andererseits aufgrund zusätzlicher einflussnehmender Faktoren.

Winter (2004) überlagerte die telemetrischen Luchspeilungsorte aus den ersten Jahren mit berechneten Lebensraumpotentialen von Reh und Gams. 60% der Peilungen lagen in höher gelegenen steilen Wäldern mit hohem Felsanteil, was den typischen Lebensraum der Waldgams<sup>1</sup> darstellt (Baumann & Struch 2000). Luchse sind fähig, auch in schroffem, steilem und abschüssigem Gelände zu jagen (Haller 1992). Es kann daher vermutet werden, dass er vor allem in den Waldgamsbestand eingriff und die Alpingams weniger vom Luchs tangiert wurde. Trotz bevorzugtem Aufenthaltsort im Lebensraum der Waldgams zeigten Studien aus den ersten Jahren nach der Wiederansiedlung, dass der Anteil gerissener Gämse am Gesamtanteil aufgefundener Risse erheblich kleiner war als jener des Rehs (25% vs. 70%, Ryser et al. 2004). Da jedoch auch die Reproduktionsrate der Gams tiefer ist, treten reduzierende Effekte grundsätzlich schneller ein (Molinari-Jobin et al. 2002, Zeiler 2013). Das Verschwinden von Waldgämse nach der Ansiedlung des Luchses wurde auch von allen befragten Wildhütern und Regionalförstern festgestellt. Auch Baumann & Struch (2000) hielten in ihrem Untersuchungsgebiet eine explizite Abnahme des Waldgamsbestandes durch den Luchs fest, in dem dieser – analog zu dieser Studie – auch stark in die reproduzierende Klasse eingriff. Die Überlebenschancen alpiner Gamsgeissen waren zudem höher als jene von Gamsgeissen im Wald, welche sich in Luchsgebiet aufhielten.

Da die Gams vorwiegend ein Rudeltier und – abgesehen von Böcken, welche zeitweise Brunftterritorien halten – nicht territorial ist (Corlatti et al. 2011), wäre auch eine räumliche Verschiebung des Gamsbestandes durch den Luchs denkbar. Dies beträfe wiederum insbesondere die Waldgams. Da sich der Luchs nicht nur bevorzugt im Lebensraum von dieser aufhielt, sondern jeweils auch im Wald resp. in unmittelbarer Waldrandnähe jagte (Ryser et al. 2004), wäre deren Prädationsrisiko im offenen, felsigen Gelände höherer Lagen gesunken. Baumann & Struch (2000) konnten keine räumliche Verschiebung telemetrisch besendeter Waldgämse feststellen, die der

---

<sup>1</sup> Gämse, welche sich fast nur im Wald aufhalten und dort auch Junge aufziehen. Dies im Gegensatz zu Alpingämse, welche praktisch ausschliesslich oberhalb der Waldgrenze leben (Baumann & Struch 2000)

Luchs verursacht hätte. Hingegen wurde diese Vermutung ausnahmslos von allen befragten Wildhütern geteilt.

Dass sich die Gams schwerpunktmässig im Rudel und in felsigem (offenem) Gelände aufhält, ermöglicht wiederum dem Menschen, sie auch bei reduzierten Beständen verhältnismässig gut aufzufinden, ihre Bestände zu schätzen und sie zu bejagen. Ein angepasstes Jagdkonzept scheint daher bei der Gams entscheidend zu sein. Die Möglichkeit zur Ausübung eines hohen Jagddrucks auch bei kleinen Beständen könnte mit ein Grund für die Abnahme des Gamsbestandes gewesen sein.

Gemäss dem linearen Modell (*Analyse 1d*) scheint die Gams auf niederschlagsreiche Mai/Juni Monate sensibler zu reagieren als das Reh. Zumindest war dies – nebst dem Luchs - ein die Jagdstatistik signifikant erklärender Faktor. Jedoch war er im Modell, welches die Bestandeschätzungszahlen der Gams erklärte, nicht signifikant, womit diese Resultate mit Unsicherheit behaftet sind. Zudem waren die Mai/Juni Monate nach der Wiederansiedlung durchschnittlich niederschlagsreicher als jene davor. Die Daten waren somit nicht homogen verteilt, womit das Modell allenfalls ein verfälschtes Resultat ergab. Es liegen Studien vor, dass insbesondere harte und lang andauernde Winter reduzierend auf die fortpflanzungsfähige Klasse wirken können (Jonas et al. 2008, Rughetti et al. 2011).

Ein wahrscheinlich entscheidender Faktor waren Krankheiten, welche lokal in den Jahren nach der Wiederansiedlung zu Bestandesrückgängen bei der Gams führten. Der Erreger *Babesia capreoli* befiel in den Jahren 2005 und 2006 Gämsen am Tössstockgebiet (Hoby & Ryser-Degiorgis 2009). Nach Aussagen der Wildhüter dezimierte in den Jahren 2007 bis 2009 die Gamsblindheit und – im Raum Alpstein – insbesondere eine Lungenentzündung den lokalen Gamsbestand stark. Die Wildhüter erwähnten auch Fälle, in welchen die Todesursache von mehreren aufgefundenen Gämsen nicht festgestellt werden konnte.

Da die Gams an das Leben unter extremen Bedingungen in hohen Lagen angepasst ist, reagiert sie stark auf menschliche Störungen - insbesondere in ihren Wintereinständen, wo Ruhe ein entscheidender Faktor bildet. Freizeitaktivitäten wie z.B. Paragliden, Schneeschuhlaufen oder Skitouren können die Lebensraumqualität und Überlebenschance der Gams erheblich beeinträchtigen (Ingold 2005). Da Wintersportarten in den letzten Jahren grundsätzlich zugenommen haben und auch vielfältiger wurden, könnte auch dies ein zusätzlich mitspielender Faktor sein. Langfristig suboptimal beeinflusst wird der Gamslebensraum auch durch den Klimawandel (Nicolussi & Patzelt 2006). Sowohl der Klimawandel wie auch eine erhöhte Störungsintensität kommen wiederum als Auslöser für Krankheiten in Frage (Deutz 2008).

Ackermann (2007) legte dar, dass die Gamspopulation in der Churfürsten-Kette bereits seit längerem rückläufig und nach dem strengen Winter 1998/1999 auf dem tiefsten Stand seit 20 Jahren war. Dies bestätigt, dass andere Gründe bereits vor der Ansiedlung des Luchses für eine Ab-

nahme verantwortlich waren sowie, dass das Ausgangsniveau vor der Luchsansiedlung tief war, womit die Population anfällig auf zusätzliche Reduktionsfaktoren wie den Luchs war. Weitere, vom Luchs unabhängige Gründe für die Abnahme des Gamsbestandes, lassen sich aus der Tatsache ableiten, dass die Gamsbestände in luchsfreien Gebieten des Kantons St. Gallen sowie im gesamten Alpenbogen in den letzten Jahren ebenfalls rückgängig sind (Thiel 2014, persönliche Mitteilung).

Zusammenfassend ist auch bei der Gams von einer effektiven Bestandesabnahme während der Studienzeit auszugehen. Allerdings ist aufgrund der genannten Diskussionspunkte der tatsächliche Einfluss des Luchses schwierig abzuschätzen. Dass der Bestand seit der Luchsansiedlung abgenommen hat, kann anhand der Daten belegt werden (*Analyse 1b*). Da in den vorliegenden Daten der Zeitpunkt des Einbruchs im Reh- und Gamsbestand zudem zeitlich zusammenfällt (2003, 2004) und mit den erneuten Luchsansiedlungen im 2003 einsetzte, ist zumindest ein partieller Einfluss des Luchses anzunehmen. Vermutlich haben aber vor und nach der Luchsansiedlung weitere Faktoren wie Stress, Krankheiten, hoher Jagddruck und Wetterbedingungen kumulativ auf die Bestandesentwicklung der Gams gewirkt. In Kombination mit dem Luchseinfluss reagierte die Gams aufgrund des tiefen Ausgangsbestandes und des verhältnismässig tiefen Reproduktionspotentials mit Bestandesrückgängen. Zudem liegt es nahe, dass lokale, kleinere Gamspopulationen sensibler auf die genannten Einflüsse reagierten, was im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht untersucht wurde. Aus methodischen Gründen konnte auch der gesonderte Einfluss auf die Wald- und Alpingamsbestände nicht untersucht werden. Dies hätte jedoch Sinn gemacht, da davon ausgegangen werden kann, dass vom Luchs insbesondere die Waldgams tangiert wurde. Die Frage, ob der Effekt des Luchses eine numerische Reduktion und/oder eine (allenfalls auch darauffolgende) räumliche Verschiebung des Waldgamsbestandes in höhere waldfreie Lagen zur Folge hatte, kann ebenfalls nicht beantwortet werden. Beide Fälle sind jedenfalls nicht auszuschliessen.

### **5.3 Hypothese 2: Die Grösse der lokalen Reh- und Gamsbestände beeinflusst direkt die Intensität des Wildverbisses**

Diese Hypothese kann anhand der Resultate der linearen Regressionsanalysen bestätigt werden (*Analysen 2a-d*). Je mehr Wild (Reh und Gams) in einem Jagdrevier erlegt wurde, desto höher war grundsätzlich die Verbissintensität auf der dazugehörigen Indikatorfläche. Dies unterstützt gleichzeitig die Annahme, dass im vorliegenden Untersuchungsgebiet die Abschussquote eines Jagdrevieres die lokale Bestandesgrösse verhältnismässig meist widerspiegelte.

Dass grosse Wildtierbestände für einen hohen Verbissdruck verantwortlich sein können, ist bekannt (Gill 1992). Die Streudiagramme (Abbildung 15 und 16, S. 25) zeigen, dass auf den Flächen mit den grössten Wildbeständen (rund 8-10 erlegte Rehe und/oder Gämsen pro 100ha jagdbarer Fläche) kaum Verbissintensitäten unter 10% (alle Baumarten) resp. 20% (Tanne) vor-

handen waren. In den Streudiagrammen ist ebenfalls ersichtlich, dass Indikatorflächen mit kleinen Wildbeständen (ca. bis 4 erlegte Rehe und/oder Gämsen pro 100ha jagdbarer Fläche) fast ausnahmslos auch geringe Verbissintensitäten aufwiesen. Dazwischen gab es jedoch viele Flächen mit ebenfalls geringen Verbissintensitäten aber eher grossen Wildbeständen. Dies bestätigt, dass grosse Wildbestände nicht per se hohe Verbissintensitäten zur Folge haben müssen (Reimoser & Gossow 1996, Brüllhardt 2013). Die Verbissintensitäten von zwei Flächen können sich – trotz identisch hohen Wildbeständen – stark unterscheiden. In welchem Ausmass das Nahrungsangebot resp. die Waldverjüngung auf einer Fläche beansprucht wird, hängt von weiteren Faktoren ab (Reimoser & Gossow 1996, Weisberg & Bugmann 2003, Moser et al. 2005, Brüllhardt 2013). Daraufhin weist auch, dass durch die Analysen nur maximal 30% der Varianz der Verbissintensitäten erklärt werden konnten. Wenn beispielsweise im Gebiet um eine Indikatorfläche herum ein quantitativ und – insbesondere für das Reh – auch qualitativ gutes Nahrungsangebot vorhanden ist, kann dies die Verbissintensität auf der Indikatorfläche erheblich beeinflussen (Moser et al. 2005). Wird das Nahrungsangebot in der Umgebung einer Indikatorfläche verbessert (z.B. Sturmschlag, Auflichtung, Lebensraumberuhigung oder Verminderung der Beweidungsintensität von Nutztieren auf Austrittsflächen), kann dies – bei gleich bleibendem Wildbestand – die Verbissintensität auf einer Fläche reduzieren.

Wildtiere halten sich dort auf, wo es ihnen relativ im Gebiet am meisten entspricht. Diese Relationen können sich durch Variationen in der Lebensraumqualität oder auch je nach Jahreszeit verändern (Weisberg & Bugmann 2003, Vospornik & Reimoser 2008). Eine entscheidende Rolle spielt daher auch, ob eine Indikatorfläche einen nahrungsunabhängigen Besiedlungsanreiz (z.B. Wetterschutz) bietet (Reimoser 1986). Es kann davon ausgegangen werden, dass eine Indikatorfläche, welche im Vergleich zum umliegenden Gebiet einen hohen nahrungsunabhängigen Besiedlungsanreiz bietet, grundsätzlich verhältnismässig mehr beansprucht wird als die umliegenden Lebensräume. Je nachdem, welches Nahrungsangebot diese Fläche gleichzeitig bietet, kann die Verbissintensität sehr hoch ausfallen. Diese lokal entscheidenden, pro Indikatorfläche variierenden Gegebenheiten konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht und in die Analysen integriert werden. In einem allfälligen Folgeprojekt wäre es sinnvoll und interessant, die Entwicklungen und Höhen der Verbissintensitäten auf Indikatorflächen in Zusammenhang mit dem lokalen Nahrungsangebot, nahrungsunabhängigen Besiedlungsanreiz sowie dem gesamten umliegenden Mosaik an Lebensräumen (auch Nicht-Waldgebiete) zu untersuchen.

Dass auf gewissen Flächen trotz eher hohen Abschusszahlen auch geringe Verbissintensitäten vorlagen, könnte des weiteren auf Jagdgesellschaften zurückzuführen sein, welche einen grossen Zeitanteil für die Jagd aufwendeten und das Ziel verfolgten, den Bestand effektiv zu reduzieren. So wäre es möglich, dass durch einen höheren jagdlichen Aufwand in einigen Gesellschaften trotz kleinen Beständen verhältnismässig viel erlegt wurde. Möglich wäre in Folge auch, dass

durch eine intensive Bejagung und hohe Abschussquoten eine effektive Bestandes- und damit auch Verbissreduktion erreicht wurde.

Zusammengefasst kann bestätigt werden, dass die Höhe des Wildbestandes einen erheblichen Einfluss auf die Höhe der Verbissintensität haben kann. Hohe Verbissintensitäten kamen bei kleinen Wildbeständen kaum vor, bei sehr grossen Wildbeständen wiederum kaum geringe Verbissintensitäten. Allerdings schwankte der Einfluss dazwischen erheblich, was belegt, dass viele weitere Faktoren (z.B. Waldbewirtschaftung, Lebensraumqualität, Jagdintensität) entscheidenden Einfluss nehmen können.

#### **5.4 Hypothese 3: Indem der Luchs Reh- und Gamsbestände numerisch reduziert, nimmt er – in von ihm permanent besiedelten Gebieten - indirekt Einfluss auf die Intensität des Wildverbisses an Jungbäumen**

##### **5.4.1 Indikatorflächen der starken, mittleren und schwachen Luchsintensitätsgebiete**

Die durchschnittliche Verbissintensität von allen Baumarten entwickelte sich mit der Anwesenheit des Luchses statistisch konstant. Sie war zwar durchschnittlich auf permanent besiedelten Indikatorflächen geringer als auf unbesiedelten, allerdings statistisch nicht signifikant (*Analyse 3a*). Auch die Verbissintensität der Tanne war auf permanent besiedelten Indikatorflächen geringer, wobei dieser Unterschied mit einem statistischen Trend ebenfalls nicht signifikant ausfiel (*Analyse 3b*).

Diese grossflächigen Analysen, welche Indikatorflächen in Jahren mit keiner, sporadischer oder permanenter Luchspräsenz verglichen (*Analysen 3a/b*), sind jedoch mit einer relativ grossen Unsicherheit behaftet. Diese Methode kam dennoch zur Anwendung, da ein grossflächiger vorher/nachher Vergleich der Verbissintensitäten nicht möglich war. Allerdings sind die Resultate nicht zweifelsfrei auf den Luchs zurückzuführen, da unter anderem der methodische Hergang fehleranfällig war. Insbesondere ist das Risiko von falsch-Absenz-Fehlern (Luchs war im Gebiet einer Indikatorfläche präsent, wurde aber nicht nachgewiesen) gross. Die „sporadische Präsenz“ als „Zwischenkategorie“ ist wahrscheinlich mit der höchsten Unsicherheit behaftet, durch diese konnten aber auch Fehler in den Kategorien „keine“ und „permanente“ Luchspräsenz ausgeglichen werden. Es ist ausserdem zu erwarten, dass die Fehleranfälligkeit bis zum Jahr 2008 besonders hoch ist. Des Weiteren wurden in diesen Analysen – trotz Einschränkung auf schwache, mittlere und starke Luchsintensitätsgebiete als potentielle Luchslebensräume - verschiedene Gebiete miteinander verglichen. Beispielsweise unterscheidet sich das östliche Gebiet im Rheintal topografisch und biogeografisch von Flächen im westlichen Untersuchungsraum des Rickens. Die Lebensraumgrundlagen, Waldbilder und waldbaulichen Bedingungen unterscheiden sich somit in diesen Regionen und lassen einen Vergleich der Verbissintensitäten nur bedingt zu.

Ein weiterer zu beachtender Faktor hinsichtlich dieser Analysen ist wiederum die in einigen Gebieten über die letzten Jahre stark ansteigende Präsenz des Rothirschs, welcher erheblich Ein-

fluss nehmen kann auf die Verbissintensität (Kamler et al. 2010). Die starke, teilweise exponentielle Zunahme des Rothirschbestandes wurde von den befragten Wildhütern bestätigt. Der Rothirsch könnte eine Erklärung dafür sein, weshalb die durchschnittlichen Verbissintensitäten auf Flächen mit permanenter Luchsbesiedlung nicht markanter gering waren. Die befragten Regionalförster bekundeten alle, dass sich nach ihren subjektiven Einschätzungen die Verbissituation seit der Luchsansiedlung resp. durch den Luchs stark verbessert habe. Im östlichen Untersuchungsgebiet (Raum Sargans/Rheintal) hielt sich diese jedoch konstant, was nach Aussagen des Regionalförsters auf den parallel zu den abnehmenden Reh- und Gamsbeständen stark zunehmenden Rothirsch-Bestand zurückzuführen sei. Der verminderte Verbissdruck durch Reh und Gams könnte durch einen erhöhten Verbissdruck des Rothirschs, welcher vom Luchs nicht beeinträchtigt wird, kompensiert worden sein.

#### 5.4.2 Luchs-Kerngebiet Waldregion 4

Die durchschnittliche Verbissintensität von allen Baumarten hat im Luchs-Kerngebiet der Waldregion 4 nach der Wiederansiedlung im Durchschnitt abgenommen, allerdings waren diese Unterschiede statistisch nicht signifikant (*Analyse 3c*). Hingegen hat der Tannenverbiss nach der Luchsansiedlung hochsignifikant abgenommen (*Analyse 3d*).

Diese kleinräumigen Analysen in den Kerngebietsflächen der Waldregion 4 (*Analysen 3c/d*), wo das Verbissmonitoring bereits im Jahr 1995 gestartet wurde und vorher/nachher Analysen durchgeführt werden konnten, können als verlässlicher betrachtet werden als die mit Unsicherheiten behafteten grossräumigen Analyse (*Analysen 3a/b*). Die Absenz des Luchses in den Jahren vor der Wiederansiedlung ist gesichert. Ebenfalls gesichert sind die permanent vorliegenden Luchsnachweise unmittelbar in diesem Gebiet nach der Wiederansiedlung. Die hochsignifikante Abnahme des Tannenverbisses nach der Wiederansiedlung sowie das konstante Verbissniveau in den Folgejahren können auf den Luchs zurückgeführt werden. Auch die durchschnittliche Verbissintensität aller Baumarten blieb nach der Wiederansiedlung im Vergleich zu davor konstant gering. Dass diese Effekte in Erscheinung treten konnten, ist auch auf das Engagement der lokalen Jägerschaft zurückzuführen. Nach Aussagen der lokalen Experten wurde der Jagddruck in diesem Gebiet zwecks Regulation des Wildbestandes und Besserung der Verbissituation bereits Anfang/Mitte der 90er Jahre stark erhöht. Auf den Abbildungen 21 und 23 ist sowohl bei der Verbissintensität aller Baumarten sowie jener der Tanne von 1995 auf 1996 ein Rückgang ersichtlich, was auf eine effektive Reduktion des Wildbestandes zum damaligen Zeitpunkt hinweist. Die Abnahme der Verbissintensität aller Baumarten hielt nachfolgend von 1996 bis 1999 kontinuierlich an, worauf sie - nach der Wiederansiedlung des Luchses - auf tiefem Niveau stagnierte. Die durchschnittliche Verbissintensität aller Baumarten war also bereits vor der Luchsansiedlung reduziert, und damit war möglicherweise das Reduktionspotential durch den Luchs kleiner. Die Abnahme der Verbissintensität der Tanne setzte hingegen erst nach den wetterbedingt reduzierenden Jahren 1998/1999 bzw. nach der Luchsansiedlung erneut ein, als die Reh- und Gamsbe-

stände einbrachen. Daraus kann geschlossen werden, dass ein Rückgang in der durchschnittlichen Verbissintensität aller Baumarten früher resp. bereits bei kleineren Reduktionen im Wildbestand einsetzt, als dies bei der Tanne der Fall ist. Der Grund dafür könnte die selektive Äsung der Tanne durch Reh und Gams sein (Caudullo et al. 2003, Moser et al. 2005). Jedenfalls haben der erhöhte Jagddruck in den Jahren vor der Wiederansiedlung sowie die reduzierenden Winter- und Frühlingsmonate 1998/1999 wahrscheinlich ideale Ausgangsbedingungen geschaffen, damit der Luchs auf den Wildbestand und damit auch auf den Tannenverbiss wirken konnte.

Zu allen Analysen und Resultaten der Hypothese 3 (*Analysen 3a-d*) ist weiter zu beachten, dass über die Studiendauer – so wie die Luchs-, Reh- und Gamsbestände nicht konstant waren – auch die Gegebenheiten auf den Indikatorflächen variierten. Beispielsweise könnten im Laufe der Studienzeit umgefallene Bäume die Verjüngungssituation auf gewissen Indikatorflächen verändert haben. Zudem fegte der Orkan Lothar im Dezember 1999 über die Schweiz. Dieser schuf durch Sturmschlagflächen gebietsweise vorübergehend gute Deckungs- und Nahrungsflächen für Reh und Gams (Vospernik & Reimoser 2008), womit sich die Beanspruchung von Äsungspflanzen in umliegenden Gebieten möglicherweise verringerte. Nach Aussagen der Regionalförster waren vom Lothar jedoch vor allem tief gelegene Regionen ausserhalb des Luchs-Kerngebiets (Tieflogen zwischen Rapperswil und Uznach) betroffen. Des Weiteren wurden ab dem Jahr 2000 im ganzen Kanton St. Gallen im Rahmen des Effor2 Projektes lebensraumverbessernde Massnahmen umgesetzt. So wurden beispielsweise Freihalteflächen und Bejagungsschneisen im Wald angelegt und Verbissgehölze gepflanzt (Sommerhalder & Ettliger 2001). Abgeleitet aus den oben genannten Diskussionspunkten könnten auch diese Massnahmen auf gewissen Flächen zu einer reduzierten Verbissintensität geführt haben.

Zusammenfassend kann in Anbetracht der Resultate und erläuterten Diskussionspunkte auch die 3. Hypothese angenommen werden. Es liegen Indizien vor, dass der Luchs reduzierend auf die Reh- und wahrscheinlich auf die Waldgamsbestände wirkte und dass damit von ihm ein indirekter Effekt auf die Verbissituation ausging. Die Resultate weisen durchwegs auf einen reduzierenden Einfluss des Luchses auf die Verbissintensitäten hin, wenn auch teilweise nicht in signifikantem Ausmass. Geringere Verbissintensitäten durch die Anwesenheit des Luchses wurden auch in den Studiengebieten von Haller (1992), Rüegg et al. (1999) sowie Heurich et al. (2004) festgestellt. Die kleinräumige und methodisch adäquate, mit höherer Sicherheit behaftete Analyse im Kerngebiet der Waldregion 4 (*Analyse 3d*) ergab – parallel zu den abnehmenden Reh- und Gamsbeständen – eine hochsignifikante Abnahme des Tannenverbisses nach der Luchsansiedlung. Ob und inwiefern Veränderungen in den (umliegenden) Lebensräumen dieses Resultat beeinflussten, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht eruiert werden. Ein in dieser Studie ebenfalls unbekannter Faktor ist der Rothirsch. Es ist zu vermuten, dass dieser auf einigen Indikatorflächen Einfluss auf die Höhe der Verbissintensität hatte, was möglicherweise den indirekten positiven Einfluss des Luchses dämpfte oder teilweise sogar kompensierte.

## 6 Fazit

Sowohl die Reh- wie auch Gamsbestände haben im Luchs-Kerngebiet des Kantons St. Gallen nach der Luchsansiedlung stark abgenommen, womit die Hypothese 1 bestätigt wurde. Insbesondere existierte ein reduzierender Einfluss des Luchses auf den Rehbestand, welcher wahrscheinlich kumulativ mit der Bejagung durch den Menschen und mit wetterbedingten Reduktionseffekten wirkte. Unsicherer muss der Effekt des Luchses auf den Gamsbestand bewertet werden, da dieser bereits mehrere Jahre vor der Wiederansiedlung rückläufig war. Wahrscheinlich tangierte der Luchs hauptsächlich den Waldgamsbestand, wobei er wiederum nebst einigen anderen Faktoren wie Krankheiten, Jagd, Witterung und weiteren, wahrscheinlich auch unbekanntem, kumulierend wirkte. Möglicherweise reagierte die Waldgams mit einer räumlichen Verschiebung in höhere Lagen, wodurch der Einfluss des Luchses gesunken wäre. Dass die Höhe des Wildbestandes direkt die Intensität des Wildverbisses beeinflussen kann, wurde anhand der Hypothese 2 belegt. Aber auch in diesem Falle hat sich angedeutet, dass der Wildbestand eine von mehreren auf die Verbissintensität wirkenden Grössen darstellt. Die Tatsache, dass die Wechselwirkungen zwischen Luchs- und Reh-/Gamsbestand sowie Reh-/Gamsbestand und Verbissintensität von weiteren umwelt- und anthropogen bedingten Faktoren beeinflusst wurde, machte die Beantwortung der Hypothese 3 schwierig. Die mit methodischen Unsicherheiten behaftete grossräumige Analyse deutete einen reduzierenden, allerdings nicht signifikanten indirekten Einfluss des Luchses auf die Verbissintensität an, während durch die methodisch verlässlichere kleinräumige Analyse in einem Kerngebietsteil ein reduzierender Effekt des Luchses auf den Tannenverbiss belegt werden konnte.

Die vorliegende Arbeit gab einen Einblick über Prozesse und Wechselwirkungen in der Kaskade Luchs-Reh/Gams-Verbissintensität im Kanton St. Gallen. Sie diente auch als eine Art Erfolgskontrolle zu den genannten Teilzielen im Projekt LUNO. In diesem Sinne konnte eine Zielerfüllung dargelegt werden: Der Luchs trug zu einer Reduktion der Reh- und Gamsbestände bei, wodurch sich die Verbissituation überwiegend - teilweise sogar stark - verbesserte. Der Luchs sollte jedoch nicht als einziger Verursacher betrachtet werden. Sein Einfluss könnte durch zusätzliche jagdliche Eingriffe des Menschen und weitere Faktoren wie z.B. reduzierende Witterungsverhältnisse verstärkt worden sein. Die Verbissituation verbesserte sich möglicherweise auch durch tendenziell quantitativ und qualitativ besser gewordene Lebensräume (z.B. Aufwertungsmassnahmen Efor2).

Die Arbeit zeigt, wie komplex und dynamisch die Wechselwirkungen zwischen den trophischen Ebenen sind. Aufgrund zeitlich und räumlich dynamischer Prozesse im Ökosystem handelt es sich lediglich um eine Momentaufnahme über ein paar Jahre. Sowohl die Luchs- und Beutetierdichten wie auch deren Populationsstrukturen und Lebensräume stehen jedoch in stetigem Wandel. Die gegenseitigen Einflüsse sind inkonstant, ebenso das Ausmass der Effekte. Es wäre da-

her spannend, diese Studie im Abstand von mehreren Jahren zu wiederholen. Da keine Daten zu Verbreitung und Bestandesgrösse/-entwicklung des Rothirschs berücksichtigt wurden, er in den vergangenen fünf bis zehn Jahren aber lokal die Reh- und Gamsbestände sowie die Verbissituation zunehmend beeinflusste, sollte er zusätzlich in die Untersuchung integriert werden. Zusätzlich wären die Berücksichtigung lokaler Veränderungen in den Lebensräumen und der Vergleich mit einem homogenen Referenzgebiet ohne Luchsbesiedlung sinnvoll.

Für trophische Kaskadenuntersuchungen in Wiederansiedlungsprojekten ist es empfehlenswert, bereits vor der Wiederansiedlung eines Topprädators mit einem umfassenden Datenmonitoring zu beginnen, das der Fragestellung entsprechend die wesentlichen Parameter umfasst und sich in seiner Dauer an der Zielsetzung orientiert. Im vorliegenden Untersuchungsgebiet ergaben vorher/nachher Vergleiche von Daten verlässlichere Resultate, als der Datenvergleich von Regionen mit unterschiedlich intensiver Prädatorenpräsenz.

## 7 Literaturverzeichnis

### Monographien, Zeitschriftenartikel, Hochschulschriften:

- ACKERMANN G., 2007: Entwicklung der Gämsbestände in der Churfürsten-Alvierkette sowie Gämsnachwuchs in Gebieten mit und ohne Luchspräsenz (Kanton St. Gallen) - Berichtsperiode 2004-2006. Bericht zuhanden des Bundesamtes für Umwelt, Sektion Jagd, Wild und Waldbiodiversität, Bern, 16S.
- ANDERSEN R., KARLSEN J., AUSTMO L.B., ODDEN J., LINNELL, J.D.C., GAILLARD J-M., 2007: Selectivity of Eurasian lynx *Lynx lynx* and recreational hunters for age, sex and condition in roe deer *Capreolus capreolus*. *Wildlife Biology*, 13, pp. 467-474.
- ANGST A., ANNEN A., 2003: Aussagekraft statistischer Daten in Bezug auf den „Luchseinfluss“. Semesterarbeit II im Fach Wildkunde, ETH Zürich, 18 S.
- BAUMANN M., STRUCH M., 2000: Waldgemsen: Neue Erscheinung der Kulturlandschaft oder alte Variante der Naturlandschaft? Eidg. Forstdirektion, Bern.
- BEYER H.L., MERRILL E.H., VARLEY N., BOYCE M.S., 2007: Willow on Yellowstone's Northern Range: Evidence for a Trophic Cascade? *Ecological Applications*, 17(6), pp. 1563-1571.
- BOX G.E.P., COX D.R., 1964: An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society Series, B* 26(2), S. 211–252.
- BREITENMOSER U., HALLER H., 1987: Zur Nahrungsökologie des Luchses *Lynx lynx* in den schweizerischen Nordalpen. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 52, S. 135-144.
- BREITENMOSER U., BREITENMOSER-WUERSTEN CH., (2008): Der Luchs. Ein Grossraubtier in der Kulturlandschaft. Salm-Verlag, Wohlen, Bern.
- BRÜLLHARDT M. 2013: Spatio-temporal dynamics of natural tree regeneration in unmanaged subalpine conifer forests with high wild ungulate densities in the Central Alps. Master Thesis in Environmental Sciences, ETH Zürich, 36 p.
- CAUDULLO G., DE BATTISTI R., COLPI C., VAZZOLA C., DA RONCH F., 2003: Ungulate damage and silviculture in the consiglio forest (veneto prealps, NE italy). *Journal for Nature Conservation*, 10(4), pp. 233-241.
- CORLATTI L., LORENZINI R., LOVARI S., 2011: The conservation of the chamois *Rupicapra* spp. *Mammal Review*, 41 (2), pp. 163–174.
- DANILKIN A., HEWISON A.J.M., (1996): Behavioural ecology of siberian and european roe deer. *Wildlife ecology and behaviour series*, Chapman & Hall, London, 277 S.
- DURAND P., BUCHLI CH., 2005: Einfluss der Luchse auf die Schalenwildbestände. In Robin K., Nigg H., 2005: Luchsumsiedlung Nordostschweiz LUNO. Bericht über die Periode 2001 bis 2003. Schriftenreihe Umwelt, 377, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, S. 24-30.
- EIBERLE K., NIGG H., 1986: Untersuchung über den Verbiss durch die Gemse (*Rupicapra rupicapra* L.) an Fichte (*Picea abies*). Bericht der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, 15, S. 15.36.
- EIBERLE K., NIGG H., 1987: Grundlagen zur Beurteilung des Wildverbisses im Gebirgswald. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 138, S. 747-785.
- ELLENBERG H., 1975: Beiträge zur Ökologie des Rehes. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben „Durchführung ökologischer Grundlagenforschung“ in Stammham auf dem Gelände des Wittelsbacher Ausgleichsfonds (WAF). Ingolstadt und Freising, 345 S.
- ELLENBERG H., 1978: Zur Populationsökologie des Rehs (*Capreolus capreolus* L., Cervidae) in Mitteleuropa. *Spixiana Supplement*, 2, S. 1–211.
- EYHOLZER R., 2003: Beziehungen zwischen Schalenwildlebensraum und Luchsvorkommen. WildARK. In: Winter C., 2003: Modul Ungulaten 2003. ECOTEC SA, Bericht zuhanden des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, 42 S.

- GAILLARD J.-M., BOUTIN J.-M., DELORME D., VAN LAERE G., DUNCAN P., LEBRETON J.-D., 1997: Early survival in roe deer: causes and consequences of cohort variation in two contrasted populations. *Oecologia*, 112, pp. 502-513.
- GILL R., 1992: A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. *Forestry*, 65, pp. 363–388.
- HALLER H., 1992: Zur Ökologie des Luchses *Lynx lynx* im Verlauf seiner Wiederansiedlung in den Walliser Alpen. *Mammalia depicta*, 15, Beihefte zur Zeitschrift für Säugetierkunde, 60 S.
- HEURICH M., KIECHLE H., HOLLAND-MORITZ H., 2004: Der Einfluss des Luchses auf Rehpopulation und Waldverjüngung – Beispiel Ostbayern. *AFZ-Der Wald*, 21, S. 1139-1141.
- HEURICH M., MÖST L., SCHAUBERGER G., REULEN H., SUSTR P., HOTHORN T., 2012: Survival and causes of death of European Roe Deer before and after Eurasian Lynx reintroduction in the Bavarian Forest National Park. *European Journal for Wildlife Research and Management*, 58, pp. 567-578.
- HOBY S., RYSER-DEGIORGIS M.-P., 2009: Pilotprojekt Babesiose bei Gämsen. Schlussbericht, Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin (FIWI), Bern, 6 S.
- HOLAND O., MYSTERUD A., WANNAG A., LINNELL J.D.C., 1998: Roe deer in northern environments: physiology and behaviour. In Andersen R., Duncan P., Linnell J.D.C: *The European roe deer: the biology of success*, 117–137, Scandinavian University Press, Oslo.
- INGOLD P., 2005: Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Alpentiere - Konfliktbereiche zwischen Mensch und Tier, mit einem Ratgeber für die Praxis. Hauptverlag, Bern, 516 S.
- JÊDRZEJEWSKA B., JÊDRZEJEWSKI W., 1998: Predation in vertebrate communities. The Białowieża Primeval Forest as a case study. Springer, Berlin-Heidelberg-New York, pp. 1–450.
- JEDRZEJEWSKI W., SCHMIDT K., MILKOWSKI L., JEDRZEJEWSKA B., OKARMA H., 1993: Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieża Forest) and the Palaeartic viewpoints. *Acta Theriologica*, 38 (4), pp. 385-403.
- JOBIN A., MOLINARI P., BREITENMOSER U., 2000: Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica*, 45 (2), pp. 243-252.
- JONAS T., GEIGER F., JENNY H., 2008: Mortality pattern of the Alpine chamois: the influence of snowmeteorological factors. *Annals of Glaciology*, 49 (1), pp. 56 – 62.
- KAMLER J., HOMOLKA M., BARANCEKOVA M., KROJEROVA-PROKESOVA J., 2010: Reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species. *European Journal of Forest Research*, 129, pp. 155-162.
- Krofel M., Klemen J., Kljun F., Kos I., Potočnik H., Ražen N, Zor P., Žagar A., 2013: Comparing patterns of human harvest and predation by Eurasian lynx *Lynx lynx* on European roe deer *Capreolus capreolus* in a temperate forest. *European Journal of Wildlife Research and Management*, 60, pp. 11-21.
- KUIJPER D.P.J., DE KLEINE C., CHURSKI P., VAN HOOFT P., BUBNICKI J., JEDRZEJEWSKA B., 2013: Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography* 36, pp. 1-13.
- LAAHA G., LEISCH F., SPANGL B., (2013): Unterrichtsskript Statistik. Universität für Bodenkultur (BOKU), Wien, 180S.
- LANZ M., 2007: Analyse der Abgänge von Reh und Gämse in ausgewählten Wildräumen des Kantons St. Gallen. Semesterarbeit, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW), Wädenswil, 26 S.
- LATHAM J., STAINES B.W., GORMAN M. L., 1999: Comparative feeding ecology of red (*cervus elaphus*) and roe deer (*capreolus capreolus*) in scottish plantation forests. *Journal of Zoology*, 247(3), pp. 409-418.
- LETNIC M., RITCHIE E.G., DICKMAN CH.R., 2012: Top predators as biodiversity regulators: the dingo *Canis lupus dingo* as a case study. *Biological Reviews*, 87, pp. 390-413.

- LONE K., LOE L.E., GOBAKKEN T., LINNELL J.D.C., ODDEN J., REMMEN J., MYSTERUD A., 2014: Living and dying in a multi-predator landscape of fear: roe deer are squeezed by contrasting pattern of predation risk imposed by lynx and humans. *Oikos*, 123 (6), pp. 641-651.
- MEJLGAARD T., LOE L.E., ODDEN J., LINNELL J.D.C., NILSEN E.B., 2013: Lynx prey selection for age and sex Classes of roe deer varies with season. *Journal of Zoology*, 289, pp. 222–228.
- MELIS C., JEDRZEJEWSKA B., APOLLONIO M., BARTON K.A., JEDRZEJEWSKI W., LINNELL J.D.C., KOJOLA I., KUSAK J., ADAMIC M., CIUTI S., DELEHAN I., DYKYY I., KRAPINEC K., MATTIOLI L., SAGAYDAK A., SAMCHUK N., SCHMIDT K., SHKVYRYA M., SIDOROVICH V. E., ZAWADZKA B., ZHYLA S., 2009: Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Global Ecology & Biogeography*, 18, pp. 724-734.
- MELIS C., BASILLE M., HERFINDAL I., LINNELL J.D.C., ODDEN J., GAILLARD J.M., HOGDA K-A., ANDERSEN R., 2010: Roe Deer Population Growth and Lynx Predation along a Gradient of Environmental Productivity and Climate in Norway. *Écoscience*, 17 (2), pp. 166-174.
- MOLINARI-JOBIN A., MOLINARI P., BREITENMOSER-WÜRSTEN C., BREITENMOSER U., 2002: Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology*, 8, pp. 109-115.
- MOLINARI-JOBIN A., ZIMMERMANN F., RYSER A., MOLINARI P., HALLER H., BREITENMOSER-WÜRSTEN C., CAPT S., EYHOLZER R., BREITENMOSER U., 2007: Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology*, 13, pp. 393-405.
- MOLINARI-JOBIN A., KÉRY M., MARBOUTIN E., MOLINARI P., KOREN I., FUXJÄGER C., BREITENMOSER-WÜRSTEN C., WÖFL S., FASEL M., KOS I., WÖFL M., BREITENMOSER U., 2011: Monitoring in the presence of species misidentification: the case of the Eurasian lynx in the Alps. *Animal Conservation*, 15, pp. 266-273.
- MOSER B., SCHÜTZ M., HINDENLANG K.E., 2006: Importance of alternative food resources for browsing by roe deer on deciduous trees: The role of food availability and species quality. *Forest Ecology and Management* 226, pp. 248–255.
- MÜRI H., (1999): Witterung, Fortpflanzungsgeschehen und Bestandesdichte beim Reh (*Capreolus capreolus* L.). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 45(2), S. 88-95.
- NICOLUSSI K., PATZELT G., 2006: Klimawandel und Veränderungen an der alpinen Waldgrenze - aktuelle Entwicklungen im Vergleich zur Nacheiszeit. *BFW-Praxisinformation*, 10, Wien, S. 3-5.
- NILSEN E.B., GAILLARD J.M., ANDERSEN R., ODDEN J., DELORME D., VAN LAERE G., LINNELL J.D.C., 2009: A slow life in hell or a fast life in heaven: demographic analyses of contrasting roe deer populations. *Journal of Animal Ecology*, 78, pp. 585-594.
- NILSEN E.B., ODDEN J., LINNELL J.D.C., ANDERSEN R., 2009b: Climate, season, and social status modulate the functional response of an efficient stalking predator: The Eurasian lynx. *Journal of Animal Ecology*, 78, pp. 741–751.
- ODERMATT O., 2009: Wildtiereinfluss auf die Waldverjüngung messen: mit Stammzahlen oder mit dem Verbissprozent? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 160 (10), S. 303-310.
- OKARMA H., JEDRZEJEWSKA B., JEDRZEJEWSKI W., KRASINSKI Z., MILKOWSKI L., 1995: The roles of predation, snow cover, acorn crop, and man-related factors on ungulate mortality in bialowieza primeval forest, Poland. *Acta Theriologica*, 40(2), pp. 197-217.
- OKARMA H., JĘDRZEJEWSKI W., SCHMIDT K., KOWALCZYK R., JĘDRZEJEWSKA B., 1997: Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 42 (2), pp. 203-224.
- PANZACCHI M., LINNELL J.D.C., ODDEN M., ODDEN J., ANDERSEN R., 2009: Habitat and roe deer fawn vulnerability to red fox predation. *The Journal of Animal Ecology*, 78(6), pp. 1124-1133.
- RATIKAINEN M., PANZACCHI M., MYSTERUD A., ODDEN J., LINNELL J., ANDERSEN R., 2007: Use of winter habitat by roe deer at a northern latitude where Eurasian lynx are present. *Journal of Zoology*, 273, pp. 192-199.

- REIMOSER F., (1986): Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform. Dissertation, Universität für Bodenkultur, Wien, 319 S.
- REIMOSER F., ZANDL J., 1993: Methodisches Grundkonzept für ein Expertensystem Wildökologie und Waldverjüngung. Anwendungsbeispiel FIW II-Fallstudie 1 (Schöneben/Oberösterreich), FIW Forschungsberichte 1993, 4, Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung, 104 S.
- REIMOSER F., GOSSOW H., 1996: Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management*, 88, pp. 107-119.
- REIMOSER F., ARMSTRONG H., SUCHANT R., (1999): Measuring forest damage of ungulates: what should be Considered. *Forest Ecology and Management*, 120, pp. 47-58.
- RIPPLE W.J., BESCHTA R.L., 2012: Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation*, 145, pp. 205–213.
- RIPPLE W.J., BESCHTA R.L., FORTIN J.K., ROBBINS C.T., 2014: Trophic cascades from wolves to grizzly bears in Yellowstone. *Journal of Animal Ecology*, 83, pp. 223–233.
- ROBIN K., LIENHARD A., 2000: Neubewertung der Jagdreviere im Kanton St. Gallen für die Pachtperiode 2000-2008. Schlussbericht zum Projekt, 16 S.
- ROBIN K., NIGG H., 2005: Luchsumsiedlung Nordostschweiz LUNO. Bericht über die Periode 2001 bis 2003. Schriftenreihe Umwelt, 377, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 53 S.
- ROBIN K., KÖCHLI D., 2006: Entwicklung der Wildwiederkäuer im Luchsverbreitungsgebiet Nordostschweiz. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Wädenswil, 51 S.
- RUGHETTI M., TOÏGO C., VON HARDENBERG A., ROCCHIA E., FESTA-BIANCHET M., 2011: Effects of an exceptionally snowy winter on chamois survival. *Acta Theriologica*, 56 (4), pp. 329 – 333.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2013: R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria.
- RÜEGG D., 1999: Erhebungen über die Verjüngung in Gebirgswäldern und den Einfluss von frei lebenden Paarhufern als Grundlage für die forstliche und jagdliche Planung. Abhandlung zur Erlangung des Titels Doktor der Technischen Wissenschaften der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, 206 S.
- RÜEGG D., BAUMANN M., STRAUCH M., CAPT S., 1999: Wald, Wild und Luchs - gemeinsam in die Zukunft! Ein Beispiel aus dem Berner Oberland. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 150/9, S. 342-346.
- RÜEGG D., 2002: Berichte zu den Verjüngungskontrollen im Kanton St. Gallen. Ergebnisse Stichproben in Indikatorflächen 2002, Forstkreise 1-6.
- RÜEGG D., 2003: Luchsumsiedlung Nordostschweiz, Verjüngungskontrolle im Wald. Zwischenbericht 2003 für das BUWAL, 14 S.
- RÜEGG D., 2004: Berichte zu den Verjüngungskontrollen im Kanton St. Gallen. Ergebnisse Stichproben in Indikatorflächen 2002, Forstkreise 1-6.
- RÜEGG D., 2006: Berichte zu den Verjüngungskontrollen im Kanton St. Gallen. Ergebnisse Stichproben in Indikatorflächen 2002, Forstkreise 1-6.
- RÜEGG D., 2008: Berichte zu den Verjüngungskontrollen im Kanton St. Gallen. Ergebnisse Stichproben in Indikatorflächen 2002, Waldregionen 1-5.
- RÜEGG D., 2010: Berichte zu den Verjüngungskontrollen im Kanton St. Gallen. Ergebnisse Stichproben in Indikatorflächen 2002, Waldregionen 1-5.
- RÜEGG D., 2012: Berichte zu den Verjüngungskontrollen im Kanton St. Gallen. Ergebnisse Stichproben in indikatorflächen 2002, Waldregionen 1-5.

- RYSER A., VON WATTENWYL K., RYSER-DEGIORGIS M.P., WILLISCH CH., ZIMMERMANN F., BREITENMOSER U., 2004: Luchsumsiedlung Nordostschweiz 2001-2003, Schlussbericht Modul Luchs des Projekts LUNO. KORA Bericht, 22, 55 S.
- RYSER A., VON WATTENWYL K., WILLISCH CH., LEATHWOOD I., ZIMMERMANN F., BREITENMOSER U., 2005: 1. Monitoringbericht LUNO2, Statusbericht Luchs Nordostschweiz Winter 2004/2005. KORA Bericht, 31, 29 S.
- RYSER A., VON WATTENWYL K., ZIMMERMANN F., BREITENMOSER U., 2006: 2. Monitoringbericht LUNO2, Statusbericht Luchs Nordostschweiz Winter 2005/2006. KORA Bericht, 34, 23 S.
- RYSER A., THEUS M., HAAG S., ZIMMERMANN F., BREITENMOSER-WÜRSTEN CH., BREITENMOSER U., 2009: Resultate des 3. intensiven Fotofallen-Durchgangs im Winter 2008/2009 im Projekt LUNO, Statusbericht Luchs Nordostschweiz Winter 2008/2009. KORA Bericht, 49, 18 S.
- RYSER A., GRETER H., ZIMMERMANN F., BRITT R., BREITENMOSER CH., BREITENMOSER U., 2012: Abundanz und Dichte des Luchses in der Nordostschweiz: Fang-Wiederauffang-Schätzung mittels Fotofallen im K-II im Winter 2011/12. KORA Bericht, 56, 17 S.
- SAMELIUS G., ANDRÉN H., KJELLANDER P., LIBERG O., 2013: Habitat Selection and Risk of Predation: Re-colonization by Lynx had Limited Impact on Habitat Selection by Roe Deer. *Plos one*, 8(9), 8 S.
- SCHMIDT K., 2008: Behavioural and spatial adaptation of the Eurasian lynx to a decline in prey availability. *Acta Theriologica*, 53 (1), pp. 1–16.
- SOMMERHALDER R., ETTLINGER P., (2001): Das effor2 -Pilotprogramm Wald und Wild der Kantone Appenzell Ausserrhoden, Appenzell Innerrhoden und St. Gallen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 152 (7), S. 282-288.
- SÖNNICHSEN L., BOKJE M., MARCHAL J., HOFER H., JEZDRZEJEWSKA B., KRAMER-SCHADT ST., ORTMANN S., 2013: Behavioural Responses of European Roe Deer to Temporal Variation in Predation Risk. *Ethology*, 119, pp. 233–243.
- STAHL P., VANDEL J.M., HERRENSCHMIDT V., MIGOT P., 2001: Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology*, 38, pp. 674-687.
- STRUCH M., BIERI K., 2004: Gemsnachwuchs in Gebieten mit häufiger Luchspräsenz. *WildARK*, Bericht zuhanden der eidg. Forstdirektion, Bereich Wildtiere, Bern, 19 S.
- VOSPERNIK S., REIMOSER S., 2008: Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. *Forest Ecology and Management*, 255, pp. 530–545.
- WEISBERG P., BUGMANN H., 2003: Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape. *Forest Ecology and Management*, 181(1), pp. 1-12.
- WINTER C., 2003: Modul Ungulaten 2003. ECOTEC SA, Bericht zuhanden des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, 42 S.
- WOTSCHIKOWSKY U., 1996: Die Rehe von Hahnebaum. *Wildbiologische Gesellschaft München, Ettal*, 46 S.

#### Online-Ressourcen:

- DEUTZ A., 2008: Lebensräume und Krankheiten des Gamswildes unter dem Aspekt des Klimawandels - Kurzfassung eines Referates gehalten im Rahmen der Tagung „Das Gamswild in Bedrängnis? – Ökologie – Störfaktoren – Jagd – Management“.  
[http://www.wildtier.at/index2.php?option=com\\_docman&task=doc\\_view&gid=27&Itemid=26](http://www.wildtier.at/index2.php?option=com_docman&task=doc_view&gid=27&Itemid=26)  
(07.08.2014).
- KORA (2014) <http://www.kora.ch/index.php?id=129> (06.08.2014)
- ZEILER H., (2013): Gams – Verhalten, Bestandesdynamik, Kruckenwachstum in Gamswild: Leben auf der Kante. Tagung des BIOS Nationalparkzentrum, Mallnitz.  
[http://www.hohetauern.com/images/dateien-hp/2014/Kaernten/2013\\_Gamstagung\\_Mallnitz\\_NEU.pdf](http://www.hohetauern.com/images/dateien-hp/2014/Kaernten/2013_Gamstagung_Mallnitz_NEU.pdf) (07.08.2014)

## 8 Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: DER PROJEKTPERIMETER BESCHRÄNKTE SICH AUF DAS GROSSRAUBTIER-MANAGEMENT KOMPARTIMENT II SOWIE AUF DEN KANTON ST. GALLEN. DAS VON KORA AUSGESCHIEDENE LUCHS-REFERENZGEBIET BETRIFFT V.A. DEN KANTON ST. GALLEN UND BEINHÄLTET 87% DES GEEIGNETEN LUCHSHABITATS IM KOMPARTIMENT II. ....	5
ABBILDUNG 2: LUCHSBESIEDLUNGSINTENSITÄT VON 2001-2013 (LUCHSINTENSITÄTSGEBIETE) ANHAND VON VIER DREIJAHRES-PERIODEN SOWIE 8X8 KM RASTERQUADRATEN (NACHWEIS IN 4 PERIODEN = STARKE, IN 3 PERIODEN = MITTLERE, IN 1-2 PERIODEN = SPORADISCHE, IN KEINER PERIODE = KEINE LUCHSPRÄSENZ). STARK BESIEDELTE QUADRATE ERGABEN DAS LUCHS-KERNREVIER.....	13
ABBILDUNG 3: ÜBERSCHNEIDUNG DER LUCHSINTENSITÄTSGEBIETE MIT DEM VEREINFACHTEN HABITATMODELL (WALD, 50M PUFFER, > 550 M.Ü.M.). ....	14
ABBILDUNG 4: ZUTEILUNG DER JAGDREVIERE ZU DEN LUCHSINTENSITÄTSGEBIETEN. ....	15
ABBILDUNG 5: ZUORDNUNG DER INDIKATORFLÄCHEN ZU DEN LUCHSINTENSITÄTSGEBIETEN. ....	16
ABBILDUNG 6: SEPARAT ERMITTELTE JÄHRLICHE LUCHSBESIEDLUNGSINTENSITÄT UM DIE INDIKATORFLÄCHEN (JEWEILS ÜBER VERBISSAUFNAHMEJAHR UND VORANGEHENDE ZWEI JAHRE, INNERHALB 10KM UND 5KM PUFFERGEBIET) ZUR AUSWERTUNG DES LUCHSEINFLUSSES AUF DIE VERBISSINTENSITÄT (DA DIE DATEN DES GROSSTEILS DER INDIKATORFLÄCHEN KEINEN VORHER/NACHHER VERGLEICH ZULASSEN). ....	17
ABBILDUNG 7: ENTWICKLUNG DES REH-ABSCHUSSES PRO 100HA JAGDBARER FLÄCHE UND FÜNFJAHRES-PERIODE IN DEN JAGDREVIEREN DES LUCHS-KERNGEBIETS (1996-2000=VOR; 2004-2008/2009-2013=NACH WIEDERANSIEDLUNG; ANALYSE 1A). DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. DIE ABNAHME DES ABSCHUSSES NACH DER WIEDERANSIEDLUNG WAR SIGNIFIKANT.....	19
ABBILDUNG 8: ENTWICKLUNG DER REH-BESTANDESSCHÄTZUNGPRO 100HA JAGDBARER FLÄCHE UND FÜNFJAHRES-PERIODE IN DEN JAGDREVIEREN DES LUCHS-KERNGEBIETS (1996-2000 = VOR; 2004-2008/2009-2013 = NACH WIEDERANSIEDLUNG; ANALYSE 1A). DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. DIE ABNAHME DER BESTANDESSCHÄTZUNG NACH DER WIEDERANSIEDLUNG WAR SIGNIFIKANT.....	19
ABBILDUNG 9: ENTWICKLUNG DER REH-ABSCHUSSSTATISTIK (SUMME ABSCHUSS ALLER KERN-JAGDREVIERE) PRO FÜNFJAHRES-PERIODE (1996-2000=VOR; 2004-2008/2009-2013=NACH WIEDERANSIEDLUNG). DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL.....	20
ABBILDUNG 10: ENTWICKLUNG DER REH-ABSCHUSSSTATISTIK PRO JAHR UND 100HA JAGDBARER FLÄCHE IN DEN JAGDREVIEREN DES LUCHS-KERNGEBIETS (IN ERGÄNZUNG ZUR ANALYSE 1C). EINGEZEICHNET SIND ZUDEM ÜBERDURCHSCHNITTLICH NASSE MAI-/JUNI- (SETZZEIT) SOWIE KALTE UND SCHNEEREICHE ZURÜCKLIEGENDE NOV.-/DEZ.-/JAN.-/FEB.-/MÄRZ-MONATE. DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. ....	20
ABBILDUNG 11: ENTWICKLUNG DER GAMS-ABSCHUSSSTATISTIK PRO 100HA JAGDBARER FLÄCHE UND FÜNFJAHRES-PERIODE IN DEN JAGDREVIEREN DES LUCHS-KERNGEBIETS (1996-2000=VOR; 2004-2008/2009-2013=NACH WIEDERANSIEDLUNG; ANALYSE 1B). DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE	

MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. DIE ABNAHME DER ABSCHUSSZAHLEN NACH DER WIEDERANSIEDLUNG WAR SIGNIFIKANT.....	22
ABBILDUNG 12: ENTWICKLUNG DER GAMS-BESTANDESSTATISTIK PRO 100HA JAGDBARER FLÄCHE UND FÜNFJAHRES-PERIODE IN DEN JAGDREVIEREN DES LUCHS-KERNGEBIETS (1996-2000=VOR; 2004-2008/2009-2013=NACH WIEDERANSIEDLUNG; <i>ANALYSE 1B</i> ). DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. DIE ABNAHME DES BESTANDES NACH DER WIEDERANSIEDLUNG WAR SIGNIFIKANT.....	22
ABBILDUNG 13: ENTWICKLUNG DER ABSCHUSSSTATISTIK GAMS (SUMME ABSCHUSS ALLER KERN-JAGDREVIERE) PRO FÜNFJAHRES-PERIODE (1996-2000=VOR; 2004-2008/2009-2013=NACH WIEDERANSIEDLUNG). DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL.....	23
ABBILDUNG 14: ENTWICKLUNG DER ABSCHUSSSTATISTIK GAMS PRO JAHR UND 100HA JAGDBARER FLÄCHE IN DEN JAGDREVIEREN DES LUCHS-KERNGEBIETS (IN ERGÄNZUNG ZUR <i>ANALYSE 1D</i> ). EINGEZEICHNET SIND ZUDEM ÜBERDURCHSCHNITTLICH NASSE MAI-/JUNI- (SETZZEIT) SOWIE KALTE UND SCHNEEREICHE ZURÜCKLIEGENDE NOV.-/DEZ.-/JAN.-/FEB.-/MÄRZ-MONATE. DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. ....	23
ABBILDUNG 15: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN DER HÖHE DER JÄHRLICHEN VERBISSINTENSITÄT IN % (ALLE BAUMARTEN, NUR KERN-INDIKATORFLÄCHEN DER WALDREGION 4) SOWIE DER ANZAHL ERLEGTER REHE UND GÄMSEN (SUMME PRO 100HA JAGDBARER FLÄCHE) IM VON DER JEWELIGEN INDIKATORFLÄCHE BETROFFENEN JAGDREVIER (JEWEILS JAGDSTATISTIK IM JAHR VOR DER VERBISSAUFNAHME; <i>ANALYSE 2C</i> ). DER ZUSAMMENHANG WAR SIGNIFIKANT POSITIV.....	25
ABBILDUNG 16: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN DER HÖHE DER JÄHRLICHEN VERBISSINTENSITÄT IN % (TANNE, NUR KERN-INDIKATORFLÄCHEN DER WALDREGION 4) SOWIE DER ANZAHL ERLEGTER REHE UND GÄMSEN (SUMME PRO 100HA JAGDBARER FLÄCHE) IM VON DER JEWELIGEN INDIKATORFLÄCHE BETROFFENEN JAGDREVIER (JEWEILS JAGDSTATISTIK IM JAHR VOR DER VERBISSAUFNAHME; <i>ANALYSE 2D</i> ). DER ZUSAMMENHANG WAR SIGNIFIKANT POSITIV. ....	25
ABBILDUNG 17: DURCHSCHNITTLICHE VERBISSINTENSITÄT IN % ALLER BAUMARTEN (INDIKATORFLÄCHEN DES STARKEN, MITTLEREN UND SCHWACHEN LUCHSINTENSITÄTSGEBIETS) IN ABHÄNGIGKEIT DER ÜBER DREI JAHRE ERMITTELTEN LUCHSBESIEDLUNGSINTENSITÄT AUF DEN INDIKATORFLÄCHEN ( <i>ANALYSE 3A</i> ). DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. DIE VERBISSINTENSITÄTEN UNTERSCHIEDEN SICH STATISTISCH NICHT ZWISCHEN DEN VERSCHIEDENEN LUCHSBESIEDLUNGSINTENSITÄTEN.....	26
ABBILDUNG 18: DURCHSCHNITTLICHE VERBISSINTENSITÄT IN % DER TANNE (INDIKATORFLÄCHEN STARKES, MITTLERES, SCHWACHES LUCHSINTENSITÄTSGEBIET) IN ABHÄNGIGKEIT DER ÜBER DREI JAHRE ERMITTELTEN LUCHSBESIEDLUNGSINTENSITÄT AUF DEN INDIKATORFLÄCHEN ( <i>ANALYSE 3B</i> ). DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. ES LAG EIN TREND VOR, DASS DIE VERBISSINTENSITÄT DER TANNE AUF PERMANENT BESIEDELTEN FLÄCHEN GERINGER WAR ALS AUF UNBESIEDELTEN.....	27

ABBILDUNG 19: ABSCHUSSSTATISTIK REH UND GAMS (SUMME) PRO 100HA JAGDBARER FLÄCHE IN DEN VON DEN UNTERSUCHTEN INDIKATORFLÄCHEN BETROFFENEN JAGDREVIEREN. DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. ....	27
ABBILDUNG 20: DURCHSCHNITTLICHE VERBISSINTENSITÄT IN % ALLER BAUMARTEN IM KERNGEBIET DER WALDREGION 4 (ANALYSE 3C). DARGESTELLT IST DER ARITHMETISCHE MITTELWERT MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. DIE VERBISSINTENSITÄT IN DER PERIODE NACH DER WIEDERANSIEDLUNG (JAHRE 2002, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012) UNTERSCHIED SICH GEGENÜBER JENER DAVOR (1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000/2001) NICHT SIGNIFIKANT. ....	28
ABBILDUNG 21: JÄHRLICHE ENTWICKLUNG DER DURCHSCHNITTLICHEN VERBISSINTENSITÄT IN % ALLER BAUMARTEN IM LUCHS-KERNGEBIET DER WALDREGION 4. DARGESTELLT IST DER ARITHMETISCHE MITTELWERT MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. ....	29
ABBILDUNG 22: DURCHSCHNITTLICHE VERBISSINTENSITÄT IN % DER TANNE IM KERNGEBIET DER WALDREGION 4 (ANALYSE 3D). DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. DIE VERBISSINTENSITÄT IN DER PERIODE NACH DER WIEDERANSIEDLUNG (JAHRE 2002, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012) WAR GEGENÜBER DAVOR (JAHRE 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000/2001) HOCHSIGNIFIKANT GERINGER. ....	29
ABBILDUNG 23: JÄHRLICHE ENTWICKLUNG DER DURCHSCHNITTLICHEN VERBISSINTENSITÄT IN % DER TANNE IM LUCHS-KERNGEBIET DER WALDREGION 4. DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. SEIT DER WIEDERANSIEDLUNG (JAHRE 2001-2003) BLIEB DIE VERBISSINTENSITÄT KONSTANT AUF GERINGEREM NIVEAU. ....	30
ABBILDUNG 24: ENTWICKLUNG DER ABSCHUSSSTATISTIK REH UND GAMS (SUMME) PRO 100HA JAGDBARER FLÄCHE IN DEN VON DEN ANALYSEN BETROFFENEN INDIKATORFLÄCHEN (SEIT 1995 BESTEHENDE INDIKATORFLÄCHEN IM LUCHS-KERNGEBIET DER WALDREGION 4) RESP. DEN ENTSPRECHENDEN JAGDREVIEREN. DARGESTELLT IST DAS ARITHMETISCHE MITTEL MIT DEM 95% KONFIDENZINTERVALL. DIE PERIODE 1995-2001 (JAHRE 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001) LIEGT VOR, DIE PERIODE 2002-2012 (JAHRE 2002, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012) NACH DER WIEDERANSIEDLUNG. ....	30

## 9 Tabellenverzeichnis

TABELLE 1: PARAMETERSCHÄTZUNG ( $\pm$ STANDARDFEHLER) DES LINEAREN MODELLS ZUR ERKLÄRUNG DER REH-ABSCHUSS UND –BESTANDESZAHLEN IM LUCHS-KERNGEBIET (OHNE AIC MODELLSELEKTION ; ANALYSE 1C). FETT GEDRUCKTE WERTE WAREN SIGNIFIKANT (SIGNIFIKANZNIVEAU 95%). .....	18
TABELLE 2: PARAMETERSCHÄTZUNG ( $\pm$ STANDARDFEHLER) DES LINEAREN MODELLS ZUR ERKLÄRUNG DER GAMS-ABSCHUSS UND –BESTANDESZAHLEN IM KERNGEBIET (OHNE AIC MODELLSELEKTION; ANALYSE 1D). FETT GEDRUCKTE FAKTOREN WAREN SIGNIFIKANT (SIGNIFIKANZNIVEAU 95%). .....	21
TABELLE 3: PARAMETERSCHÄTZUNG ( $\pm$ STANDARDFEHLER) DER LINEAREN REGRESSIONSANALYSE ZUR ERKLÄRUNG DER JÄHRLICHEN VERBISSINTENSITÄTEN DER INDIKATORFLÄCHEN IM STARKEN, MITTLEREN UND SCHWACHEN LUCHSINTENSITÄTSGEBIET (ANALYSEN 2A/B). FETT GEDRUCKTE FAKTOREN WAREN SIGNIFIKANT (SIGNIFIKANZNIVEAU 95%). DIE VARIABLE „SUMME ABSCHUSS REH UND GAMS IM VORJAHR“ WAR DIE JEWEILIGE ABSCHUSSSTATISTIK PRO 100HA JAGDBARER FLÄCHE IM JAGDREVIER, IN DEM EINE INDIKATORFLÄCHE LAG.....	24
TABELLE 4: PARAMETERSCHÄTZUNG ( $\pm$ STANDARDFEHLER) DER LINEAREN REGRESSIONSANALYSE ZUR ERKLÄRUNG DER JÄHRLICHEN VERBISSINTENSITÄTEN DER SEIT 1995 BESTEHENDEN INDIKATORFLÄCHEN IM LUCHS-KERNGEBIET DER WALDREGION 4 (ANALYSEN 2C/D). FETT GEDRUCKTE FAKTOREN WAREN SIGNIFIKANT (SIGNIFIKANZNIVEAU 95%). DIE VARIABLE „SUMME ABSCHUSS REH UND GAMS IM VORJAHR“ WAR DIE JEWEILIGE ABSCHUSSSTATISTIK PRO 100HA JAGDBARER FLÄCHE IM JAGDREVIER, IN DEM EINE INDIKATORFLÄCHE LAG.....	24

**Eidesstattliche Erklärung**

Ich versichere hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit mit dem Titel

**Auswirkungen der Wiederansiedlung des Luchses (*Lynx lynx*) in der Nordostschweiz auf die Reh- (*Capreolus capreolus*) und Gamsbestände (*Rupicapra rupicapra*) sowie auf den Wildverbiss im Kanton St. Gallen**

selbständig verfasst und keine anderen Hilfsmittel als die angegebenen benutzt habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäss aus veröffentlichten oder nicht veröffentlichten Quellen entnommen sind, habe ich in jedem einzelnen Falle durch Angabe der Quelle als Entlehnung kenntlich gemacht. Die Arbeit wurde bisher weder in gleicher noch in ähnlicher Form einer andern Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.

Zürich, 29.09.2014

