

---

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN  
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT  
INSTITUT UNR

**Effekt von Erholungs- und Freizeitaktivitäten auf die Bestände von Waldvögeln**



Bachelorarbeit

**von**  
**Daniel Scherl**  
Bachelorstudiengang 2012  
Studienrichtung Umweltingenieurwesen  
Abgabedatum: 02. November 2015

Korrektoren:  
Prof. Dr. Roland F. Graf  
Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW

Prof. Dr. phil. Lukas Jenni  
Schweizerische Vogelwarte Sempach

Yves Bötsch  
Schweizerische Vogelwarte Sempach

---

## **Abstract**

Outdoor recreation is increasing in intensity and space. Areas previously inaccessible are now being visited by ever-growing numbers of people, which increases human-wildlife encounters across taxa. Animals often perceive humans as predators and mount physiological and behavioural responses that can have negative consequences. Still, surprisingly little is known about the effects of human recreation activities on woodland birds, although woods are frequently used for recreation.

I did point counts of birds within 50 m during the breeding season to compare locations which differ in human recreation activities (two heavily frequented sites and two hardly ever visited forests) to study the possible effect of recreation upon bird densities and species. In particular, we aim at disentangling the effects of forest roads (habitat alteration) from human disturbance. Within both highly frequented forests we could measure significantly less individuals and less species (only significant for one of the forests) in point counts next to the road than in point counts more apart from the road. Also less species were counted in both of the previous mentioned forest.

With the present knowledge, it is still hardly possible to identify a threshold value of visitor intensity, below which no effect on bird density and species composition can be expected. Therefore more studies are needed which examine the effect of human recreation activities on the decrease of bird densities and species and propose to develop appropriate, practical conservation measures.

---

## Zusammenfassung

Durch die erhöhte Nutzung des Waldes zur Erholung und Freizeit, das Bevölkerungswachstum und die zunehmende Erschliessung und Verdichtung von Gebieten, kommt es vermehrt zu Begegnungen mit Tieren. Der Mensch wird von den Tieren oft als Feind wahrgenommen und physiologische Reaktionen und Verhaltensänderungen werden hervorgerufen, welche wiederum negative Konsequenzen haben können. Studien über den Effekt von menschlichen Aktivitäten auf Vögel sind immer noch rar.

Ich habe zwei stark begangene Wälder und zwei kaum begangene Wälder untersucht, um herauszufinden, ob die Anwesenheit von erholungssuchenden Menschen Unterschiede in der Dichte und Artenzusammensetzung von Waldvögeln bewirkt. Dazu wird der Effekt von möglichen Störungen entlang von Waldwegen mit Punkttaxierungen von 50 m Radius (Punkt-Stopp-Zählungen) gemessen und mit den entsprechenden Erhebungen im Waldesinnern verglichen. Bei den stark begangenen Wäldern habe ich entlang der Wege weniger Individuen und Arten gezählt als im Waldesinnern. Die tiefere Individuenzahl entlang der Wege ist für beide Wälder signifikant während die tiefere Artenzahl nur für einen der beiden Wälder signifikant ist. Die tieferen Dichten und weniger Arten entlang der Wege sind störungsbedingt.

Versuche, die Auswirkung von menschlichen Aktivitäten auf Vögel zu quantifizieren, sind noch zu ungenau, um mit nötiger Gewissheit Aussagen über die Anzahl Besucher zu machen, welche ein Gebiet ohne Folgen auf die Vogelbestände verträgt. Um ein Mass für tolerierbare menschliche Aktivitäten abzuschätzen, gilt es, die Auswirkungen der tieferen Individuendichte- und Artenzahlen entlang von Wegen mit möglichen Folgen auf Populationsebene in anwendungsorientierte Schutzmassnahmen zu integrieren.

---

## Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Erholungs- und Freizeitaktivitäten.....	2
1.2	Störungen.....	2
1.2.1	Störreize und Störwirkung.....	2
1.2.2	Folgen während der Fortpflanzungszeit.....	4
1.2.3	Reaktionsbeeinflussende Faktoren.....	5
1.2.4	Gewöhnung und Sensibilisierung.....	6
1.2.5	Auswirkungen auf den Bestand.....	7
2	Methode.....	9
2.1	Untersuchungsgebiete und Feldmethoden.....	9
2.1.1	Auswahl der Wälder.....	9
2.1.2	Verteilung der Punkte für Vogelaufnahmen.....	9
2.1.3	Kartierung der Vögel.....	9
2.1.4	Habitat Kartierung.....	10
2.2	Statistische Auswertung.....	11
2.2.1	Habitat.....	11
2.2.2	Individuen- und Artenzahl.....	11
3	Resultate.....	14
3.1	Habitatunterschiede zwischen Flächen am Weg und im Wald.....	14
3.2	Bestandsaufnahmen der Vögel.....	15
3.2.1	Arten und Beobachtungsdistanzen.....	15
3.2.2	Alle Wälder.....	16
3.2.3	Einzelne Wälder.....	19
4	Diskussion.....	21
4.1	Unterschiede zwischen den ausgewählten Waldgebieten.....	21

---

4.2	Weniger Vögel in Wegnähe: Mögliche Erklärungen für diesen Befund.....	22
4.3	Zeitliche Unterschiede .....	23
4.4	Methodische Schwierigkeiten.....	23
4.5	Aktualität und Ausblick.....	24
5	Literaturverzeichnis.....	25

---

## 1 Einleitung

Ungefähr die Hälfte der Brutvogelarten der Schweiz kommen im Wald vor, wovon rund 60 Arten zwingend auf den Wald angewiesen sind (Mollet, 2006). Der Wald bedeckt in der Schweiz gut 30 % der Gesamtfläche. Dazu kommt, dass die Wälder in Mitteleuropa zu den vogelreichsten Ökosystemen zählen (Hormann, Richarz & Bezzel, 2001). Unter den Vogelarten befinden sich Generalisten, welche eine Vielzahl der Wälder besiedeln und Spezialisten, die nur in gewissen Waldtypen vorkommen. Trotz der erfreulichen Situation einer grossen Artenvielfalt im Schweizer Wald, sind sechs Vogelarten auf der Roten Liste der gefährdeten Arten aufgeführt und sechs weitere gelten als potentiell gefährdet (Keller et al., 2001). Für bedrohte Arten gibt es spezielle Artenförderungsmassnahmen mit dem Ziel, durch angepasste Bewirtschaftung und Schutz ihren Ansprüchen gerecht zu werden. Neben Defiziten in Struktur und Aufbau des Waldes sind die Waldvogelarten einer landesweiten, zunehmenden Belastung durch Freizeitaktivitäten ausgesetzt (Mollet, 2006). Neben einer allgemeinen Intensivierung verschiedener Freizeit- und Sportaktivitäten ist zukünftig mit einer zeitlichen Ausdehnung über den Tag, die Woche und das Jahr zu rechnen. Es werden immer entlegene Gebiete besucht und punktuelle Phänomene können sich zu Flächenereignissen entwickeln (Hormann et al., 2001).

Durch die erhöhte Nutzung des Waldes zur Erholung und Freizeit des Menschen, kommt es vermehrt zu Begegnungen mit Tieren. Der Mensch wird von den Tieren oft als Feind wahrgenommen und es werden physiologische Reaktionen sowie Verhaltensänderungen hervorgerufen, welche wiederum mögliche negative Konsequenzen haben können. Obwohl Studien verschiedene Typen von menschlichen Störungen untersucht haben, ist das Wissen über mögliche Konsequenzen immer noch begrenzt (Blumstein et al., 2005; Marzano & Dandy, 2012). Zahlreiche Studien zum Effekt von Störungen durch den Menschen beziehen sich auf Meeres- und Wasservögel. Es ist allerdings realistisch anzunehmen, dass auch weniger populäre Arten von Menschen gestört werden (Price, 2008). Für die Planung und Beurteilung von möglichen Schutzmassnahmen ist die Quantifizierung der Auswirkung von menschlichen Aktivitäten wichtig. Der Effekt von Erholungs- und Freizeitaktivitäten auf Waldvögel ist wenig erforscht, und vor allem Langzeitstudien und daraus abgeleitete sinnvolle, anwendungsorientierte Schutzmassnahmen sind rar.

Das Ziel dieser Arbeit ist herauszufinden, ob die Anwesenheit von erholungssuchenden Menschen eine mögliche Störung darstellt und Unterschiede in der Dichte und Artenzusammensetzung von Waldvögeln bewirkt. Dazu wird explizit der Effekt von möglichen Störungen entlang von Waldwegen untersucht. Um einen möglichen Einfluss von Störungen auf Wegen auf die Individuen- und Artenzahl der Vögel zu messen, wurde die Methode der Punkttaxierung (Punkt-Stopp-Zählung) angewendet (Bauer, 1995). Dabei wurde die Individuen- und Artenzahl eines Kreises (Durchmesser

50 m) am Weg mit denjenigen eines Kreises 150 m vom Weg entfernt verglichen. Um auszuschliessen, dass der Weg an sich einen Einfluss auf die Individuen- oder Artenzahl der Vögel im anliegenden Kreis hat, wurden je zwei stark begangene Wälder und zwei kaum begangene Wälder untersucht.

## **1.1 Erholungs- und Freizeitaktivitäten**

Mit der Erschliessung von Gebieten steigt auch der Nutzungsdruck durch Freizeitaktivitäten (Ingold & Blankenhorn, 2005). Durch die tendenzielle Abnahme der Arbeitszeit steigt die quantitative Bedeutung der Freizeit zusehends. Zusätzlich steigen auch die Ansprüche an die Qualität, und für immer mehr Menschen steigt das Bedürfnis nach Aktivzeit, Mobilität oder Konsumverhalten (Ingold & Blankenhorn, 2005). Die Zunahme von Umweltbewusstsein hat das Begehren ausgelöst, die wilden Tiere in ihrem natürlichen Habitat zu sehen und hautnah zu erleben. Dabei glauben viele, es ist ihr Recht, die Wildnis in diesem Sinn besuchen zu dürfen. Dieser Gedanke wird als „Conservation backfire“ angesehen. Während viele Besucher ernsthaft an der Wildnis und ihren Bewohnern interessiert sind, besteht oft die Annahme, dass von einer nicht konsumorientierten Erholung keine signifikanten Effekte auf Tiere zu erwarten sind (Anderson & Keith, 1980). Während bereits viel in die Naturschutzbildung investiert wird, gibt es noch wenige Analysen über die Beziehung von Erholungsnutzung in der Natur und Wildtieren oder Habitatstörungen (Marzano & Dandy, 2012). Kein Zweifel besteht jedoch in der gesundheitsfördernden Wirkung der Erholungs- und Freizeitaktivitäten in Wäldern für einen grossen Teil der Bevölkerung (O'Brien, 2005).

Durch die Koppelung der zunehmenden Bevölkerung, Erschliessung von Gebieten und der Verdichtung der Siedlungsräume mit dem Bedürfnis nach aktivem Erleben der Wildnis sowie Freizeit- und Erholungsaktivitäten im nahen Grün wird der Druck auf die natürlichen Lebensräume steigen. Mit einer besseren Erschliessung geht eine Erhöhung des Geräuschpegels durch Wege, Strassen und Stimmen einher, was die intraspezifische Kommunikation, wie beispielsweise Balz- und Warnverhalten, erschweren oder verhindern kann (Hormann et al., 2001).

## **1.2 Störungen**

### **1.2.1 Störreize und Störwirkung**

Störungen können Folgen auf die Raumnutzung und Verhaltensaspekte von Vögeln haben. Diese Folgen können zum Beispiel die Wahl des Neststandorts beeinflussen oder verschiedene Verhaltensweisen auslösen mit Folgen für die biologische Fitness. Die Qualität und Häufigkeit der Ressourcen und das Prädationsrisiko beeinflussen die Habitatwahl mittels Selektion unter Berücksichtigung energieoptimierender Kriterien (Ingold & Blankenhorn, 2005).

Natürliche Prädatoren und Menschen teilen einige bedrohlich erscheinende Gemeinsamkeiten. Einige Vögel haben generelle Antiprädationsreaktionen für viele unterschiedliche Stimuli wie beispielsweise grosse, sich schnell bewegende Objekte entwickelt. Aus diesem Grund kann, besonders durch die Vermeidung von Menschen bei dauerhafter und gehäufter Anwesenheit, ein Einfluss auf die Habitatwahl stattfinden (Frid & Dill, 2002). Die meisten zu diesem Thema durchgeführten Arbeiten untersuchten die Auswirkungen auf das Fortpflanzungsverhalten und den Fortpflanzungserfolg, die Nistplatzwahl, die Populationsdichte und die Zusammensetzung der Artgemeinschaft während der Brutsaison. Bei rund 80% der Arbeiten konnte eine störungsbedingte Reduktion des Bruterfolges festgestellt werden (Keller, 1995).

Die betriebliche Zunahme in touristischen Gebieten kann zu erhöhter Bewegungsaktivität und einer reduzierten Nahrungsaufnahme bei Vögeln führen. Solche Verhaltensänderungen können auch von Freizeitaktivitäten ausgelöst werden mit Folgewirkungen auf Kondition, Überleben und Fortpflanzung (Ingold & Blankenhorn, 2005). Verminderte Nahrungsaufnahme und erhöhte Bewegungsaktivität führen sowohl bei Vögeln als auch bei Säugetieren zu einer schlechteren Kondition mit nachteiligen Folgen für die Überlebenswahrscheinlichkeit und den Fortpflanzungserfolg. Eine verminderte Nahrungsaufnahme kann dazu führen, dass nicht genügend Reserven aufgebaut werden. Dadurch sind insbesondere bei weiblichen Tieren mit schlechter Kondition Auswirkungen auf den Bruterfolg die Folge (Madsen, 1995). Im Winter kostet das Wegfliegen als Fluchtreaktion zusätzlich viel Energie. Dies kann vor allem bei Arten, welche für den Winter angepasste, energiesparende Strategien entwickelt haben, negative Auswirkungen haben (Ingold & Blankenhorn, 2005).

Eine hohe Achtsamkeit hat aufgrund der erhöhten Stressreaktionen auch meist einen hohen Energieaufwand zur Folge. Wenn viel Zeit und Energie für Achtsamkeit investiert wird, ist die HPA-Achse (Hypothalamus-Hypophysen-Nebennierenrinden-Achse) fortlaufend aktiviert. Der Körperzustand verschlechtert sich aufgrund des zwangsläufig reduzierten Ressourcenerwerbs und gesteigerter physiologischer Reaktionen. Ein chronisch hoher Pegel von Glukokortikoiden führt zur Erschöpfung der Energiereserve und zu akuten und chronischen Krankheiten (Sapolsky, Romero & Munck, 2000; Siegel, 1980).

Den Erwartungen entsprechend dürfte ein Vogel vor menschlicher Störung flüchten, wenn hochwertige Ressourcen in der Nähe vorhanden sind, einfach zugänglich und innerhalb seines Reviers liegen (Ydenberg & Dill, 1986). Einige Autoren argumentieren jedoch, dass die Vögel bei menschlichen Störungen trotz vermeintlichen Gefahren ausharren, weil die alternativen Habitate nicht existieren (Gill, Norris & Sutherland, 2001). Selbst wenn die Vögel auf hochwertige Ressourcen ausweichen, erleiden sie durch Verhaltensänderungen energetische Defizite (Ingold & Blankenhorn,

2005). Es dürfte schwierig sein, zu quantifizieren, ob diese in zufriedenstellendem Mass kompensiert werden können.

### 1.2.2 Folgen während der Fortpflanzungszeit

Zur Fortpflanzungszeit können ein erhöhter Energieverbrauch und verminderte Kondition einen negativen Einfluss haben, mit zusätzlichen Folgen für den Nachwuchs. Bereits eine erhöhte Herzschlagrate durch die Annäherung einer Person an einen brütenden Vogel bedeutet eine Erhöhung des Energiestoffwechsels. Während des Brütens kann die Anwesenheit von Menschen erhöhte Nestverteidigung, Abnahme der elterlichen Fürsorge, eine Gesangsabnahme, reduzierte Gewichtszunahme der Nestlinge, gestörte Nistortwahl, erhöhte Ei- und Jungvogelmortalität, Verlassen des Nests, verfrühtes Flüggewerden und akuten und chronischen Stress bewirken (Boellstorff et al., 1988; Keller, 1989; Sapolsky et al., 2000; Verbeek, 1982). Ein mehrmaliges Nestverlassen oder auch ein Auslassen der Nahrungsaufnahmen kann während den Brutpausen zu konditionellen Einbussen führen mit negativen Auswirkungen auf den Fortpflanzungserfolg (Ingold & Blankenhorn, 2005). Bei Hennen der Alpenschneehühner (*Lagopus muta*) hat die Verhinderung von Brutpausen oder der Rückkehr zum Nest bewirkt, dass vermehrt körpereigene Substanz in Energie umgewandelt werden musste, mit negativen Folgen auf die Kondition (Ingold & Blankenhorn, 2005).

Durch erhöhte Brutverluste in Weg nahen Bereichen konnte bei Waldvogelarten ein verminderter Fortpflanzungserfolg nachgewiesen werden (Miller, Knight & Miller, 1998). Als Hauptursachen für Brutverluste gelten bei vielen Vögeln Raub während Abwesenheiten der Eltern und das Aufgeben von Nestern, wobei diese Ereignisse hauptsächlich früh in der Brutsaison auftreten (Iversen, 1986; Jenny, 1992; Keller, 1989; Keller, 1995). Zudem können bei Abwesenheiten vom Nest, Embryonen und Junge an Unterkühlung sterben (Ingold & Blankenhorn, 2005). Auf Vögel, welche sich am Boden aufhalten, besteht eine zusätzliche Gefahr durch streunende Hunde (Flemming et al., 1988). Störungen am Nest können auch einen Einfluss auf die Wahl des zukünftigen Neststandorts haben. Eine Studie mit Elstern (*Pica pica*) bestätigt, dass gestörte Orte nicht wieder für die Brut verwendet wurden (R. L. Knight & Fitzner, 1985).

Auch Nestabwesenheiten und ein Wiedererwärmen des Geleges haben Auswirkungen auf den Energiehaushalt (Ingold & Blankenhorn, 2005). Bei einem Experiment mit Zebrafinken (*Taeniopygia guttata*) führte eine Erhöhung des Energieverbrauches zu einer Verminderung der Überlebenschance der Adultvögel und zu weniger Nachkommen (Lemon, 1993). Weitere Veränderungen des Brutverhaltens und Nestverlassens äussern sich durch häufigeres und längeres Sichern durch den brütenden Vogel. Durch die längere Zeit auf dem Nest können verschiedene Verhaltensweisen wie beispielsweise das Hinauszögern der Nestablösung oder eine verminderte Jungenbetreuung vorkommen. Eine erhöhte Aufmerksamkeit und das Ergreifen der Flucht, sowie

territoriale Auseinandersetzungen können auf Kosten der Nahrungsaufnahme und des Fütterns und Huderns der Jungen gehen (Ingold & Blankenhorn, 2005). Zudem verwenden brütende Vögel verschiedene Taktiken um Prädatoren abzuschrecken und ihre Jungen zu beschützen. Dazu gehören Ablenkung, Alarmrufe oder direkte Attacken, welche zwangsläufig einen zusätzlichen Energieaufwand bedeuten und ein erhöhtes Risiko einer Verletzung zur Folge haben (Montgomerie & Weatherhead, 1988). Bei Singvögeln konnte auch eine reduzierte Gesangsaktivität bei der Anwesenheit von Menschen nachgewiesen werden (Gutzwiller et al., 1994).

Unterschiede im Verhalten zum Schutz der Jungen bestehen zwischen Nestflüchtern und Nesthockern. Bei den Nestflüchtern ist die Nestverteidigung zur Zeit des Bebrütens wahrscheinlich am grössten. Nesthocker beschützen ihren Nachwuchs sogar bis zum Flüggewerden (Blumstein, 2006; Montgomerie & Weatherhead, 1988). Einer Flucht abgeneigt sind die Eltern dann, wenn die Jungen am verletzlichsten sind und sich noch nicht selber in Sicherheit bringen können (Price, 2008).

Um die Fitness zu maximieren, dürften Vögel zwischen Reproduktion und Überleben abwägen, um die Kosten zu minimieren und die Vorteile zu maximieren (Cooper & Frederick, 2007). Dadurch entsteht ein Zielkonflikt zwischen dem aktuellen Reproduktionserfolg und der Wahrscheinlichkeit zu überleben und folglich späteren Reproduktionserfolgen (Blumstein, 2006; Montgomerie & Weatherhead, 1988). Aufgrund der Entscheidungen über das optimale Ausmass an Investition für die Brut können menschliche Störungen den Reproduktionserfolg beeinflussen (Frid & Dill, 2002).

Weil Vögel eine Gefahr eher über- als unterschätzen, riskieren sie eine Anzahl von fitnessreduzierenden Folgen (Anderson & Keith, 1980; Ydenberg & Dill, 1986). Obwohl dies energetisch aufwändig sein mag, sind die mit der Gefahr assoziierten Kosten wie zum Beispiel eine reduzierte Nahrungssuche viel weniger gefährlich, als Verletzungen oder den Tod zu riskieren (Frid & Dill, 2002). Individuelle lebensgeschichtliche Ereignisse können die Folgen durch menschliche Störungen auf die Reproduktion beeinflussen (Lafferty, 2001; Tarlow & Blumstein, 2007).

### **1.2.3 Reaktionsbeeinflussende Faktoren**

Bei der Annäherung an Vögel und Säugetiere treten unmittelbare Reaktionen auf. Sie merken auf, sichern, und bei weiterer Annäherung entfernen sie sich. Gleichzeitig folgt mit der ersten Reaktion durch eine gewisse Erregung ein Anstieg der Herzschlagrate. Unterschiede bestehen zwischen Vögeln mit auffälligem Gefieder gegenüber schlichteren, getarnten. Letztere verharren und bleiben ganz ruhig, wobei die Herzschlagrate augenblicklich zurückgeht. Sie fliegen im Notfall im letzten Moment auf, was mit einem rapiden Anstieg der Herzschlagrate, zur Vorbereitung auf den Flug verbunden ist (Ingold & Blankenhorn, 2005).

Das Achtsamkeitslevel variiert in Zusammenhang mit der wahrgenommenen Gefahr. Es gibt unterschiedliche Faktoren, welche die Reaktionen beeinflussen. Dazu gehören die Gruppengrösse

der Vögel, die Zeit welche der Prädator anwesend ist, Ausprägung des Deckungsgrades der Vegetation und der Distanz des Vogels zur Deckung (Liao et al., 2005). Zudem besteht eine Beziehung zwischen Körpergrösse und Empfindlichkeit. Grosse Vögel sind empfindlicher als kleine und ergreifen früher die Flucht (Cooke, 1980).

Einige Vögel sind mehr gestört, wenn sie sich in einer grösseren Gruppe befinden und zeigen grössere Fluchtdistanzen bei zunehmender Gruppengrösse (Liao et al., 2005). Die zunehmende Fluchtdistanz mit der Gruppengrösse kann jedoch durch Ergebnisse verschiedener Versuche nicht einheitlich belegt werden (Gutzwiller et al., 1998; R. Knight & Gutzwiller, 1995; Owens, 1977).

Auch das Verhalten des vermeintlichen Prädators kann unterschiedliche Effekte bewirken. Ort, Richtung und Annäherungsgeschwindigkeit sowie Mitführen eines Hundes sind wichtige Parameter. Bei plötzlichem Richtungswechsel wird der Mensch als grösseres Risiko wahrgenommen, als wenn eine Person kontinuierlich ohne Richtungsänderung an einem Vogel vorbei geht (Burger & Gochfeld, 1981). Zudem ist auf einem regelmässig begangenen Weg die Fluchtdistanz deutlich kleiner als abseits im Gelände (Miller, Knight & Miller, 2001). Auf Annäherungen von oben reagieren Vögel empfindlicher als von unten, und die Herzschlagrate steigt schneller an (Ingold & Blankenhorn, 2005). Ebenfalls ist durch ein rasches und direktes Zugehen oder Fahren eine empfindlichere Reaktion zu erwarten (Burger & Gochfeld, 1981). Das Ausmass des Störungseffektes variiert aufgrund der aktuellen Verkehrsnutzung in einem Gebiet. Wenn in zwei Gebieten der Verkehr erhöht wird, erfährt das zum Ausgangszustand weniger frequentierte Gebiet, einen grösseren Störungseffekt als das zum gleichen Zeitpunkt stärker frequentierte (Van der Zande, Ter Keurs & Van der Weijden, 1980). Die Gründe dürften mitunter in der grösseren Umstellung und der noch nicht angepassten Fauna liegen, so dass die negative Kurve steiler ausfällt.

Menschliche Störungen können auch zu einer erhöhten Prädation durch natürliche Feinde führen. Dabei ist jedoch unklar, welche Arten von der induzierten Prädation durch menschliche Störungen betroffen sein werden und welche Aktivitäten/Verhalten wirklich die Prädatoren anziehen. Obwohl menschlich Störungen nicht immer zu einer Zunahme von Prädation führen, sollten sich Besucher über solche möglichen Effekte im Klaren sein (Verboven, Ens & Dechesne, 2001).

Vögel werden selten perfekte Informationen über die mögliche vom Menschen verursachte Gefahr haben, weshalb sie wahrscheinlich aufmerksam bleiben und trotz den involvierten Kosten fliehen, wenn sich Menschen ihnen zu weit annähern (Price, 2008).

#### **1.2.4 Gewöhnung und Sensibilisierung**

Die Reaktion von Wildtieren auf Menschen erscheint stark davon abhängig zu sein, wie oft sie bereits mit Menschen in Kontakt waren (Holmes, Giese & Kriwoken, 2005; R. L. Knight & Cole, 1995). Auch bei Menschen, welche keine wirkliche Gefahr darstellen, oder bei wiederholten Begegnungen sollte

es Vögeln möglich sein, ihre Reaktion zu vermindern und anzupassen (Price, 2008). Aufgrund der vorangegangenen Erfahrungen mit bestimmten Räubern wird das Prädationsrisiko beurteilt und das Verhalten dynamisch angepasst (Stankowich & Blumstein, 2005). Von Vorteil ist es auch, in einer Zeitperiode mit kleinem Prädationsrisiko, das Antiprädationsverhalten zu reduzieren.

Anfänglich reagieren gewisse Arten auf Menschen ähnlich, wie sie bei natürlichen Prädatoren reagieren. Dies kann sich jedoch ändern und sie passen ihr Verhalten an. Diese Gewöhnung ist nicht zwangsläufig ein langwieriger Prozess, wenn Vögel wiederholt Menschen ausgesetzt sind, welche keine Gefahr darstellen (Walker, Dee Boersma & Wingfield, 2006). Allerdings variiert die Dauer oder Häufigkeit der Störung, welche für eine teilweise Gewöhnung nötig wäre je nach Art (Burger & Gochfeld, 1981).

Bei einigen Arten (Silber- und Mantelmöwen (*Larus argentatus* und *Larus marinus*), Haubentaucher (*Podiceps cristatus*), Alpenschneehühner (*Lagopus muta*)) kann durch regelmässige Ereignisse eine Gewöhnung nachgewiesen werden. Diese äussert sich durch eine verminderte Fluchtdistanz (Burger & Gochfeld, 1983; Keller, 1989). Des Weiteren konnte bei gestörten Pinguinen gezeigt werden, dass sowohl defensive Verhaltensweisen und tiefere Kortikosteron-Konzentrationen im Blut (Stresshormon) auftreten, wenn Pinguine vermehrt Besuchern gegenüber stehen. Beim Fang gibt es jedoch keinen Unterschied bei der Basis-Kortikosteron-Konzentration (Walker et al., 2006). Das zeigt, dass Pinguine, welche Besuchern ausgesetzt wurden, nicht alle Ängste gegenüber Menschen verlieren (Holmes et al., 2005). Gewöhnung dürfte auch der Grund für die relativ geringe Scheu von Vögeln gegenüber Freizeitaktivitäten auf Wegen und Strassen sein (Ingold & Blankenhorn, 2005).

Bei anderen Arten wie beispielsweise Gänsen deuten Studien jedoch auf die gegenteilige Wirkung durch wiederholte Begegnungen mit menschlichen Aktivitäten hin (Madsen, 1988; Owens, 1977). Indes ist durch die Jagd auf Gänse und Enten eine Sensibilisierung mehrfach dokumentiert. Bei drei amerikanischen Singvogelarten konnten zudem verstärkte Reaktionen durch häufigere Nestkontrollen festgestellt werden. Vögel reagierten bei dreimaliger Nestkontrolle signifikant aggressiver gegenüber Menschen, als die Kontrollgruppe, welche nur einmal kontrolliert wurde (R. L. Knight & Temple, 1986).

Teilweise Gewöhnung bei Wildtieren, welche regelmässig menschlichen Störungen ausgesetzt sind, sollte somit nicht als die Regel angesehen werden (Holmes et al., 2005).

### **1.2.5 Auswirkungen auf den Bestand**

Auswirkungen auf die Populationsgrösse können durch verschiedene Ursachen zustande kommen. Ursachen können Gebietsverluste, Wegzug von Individuen oder eine Reduktion des Fortpflanzungserfolgs sein (Keller, 1995). Was im Einzelfall verantwortlich ist, kann oftmals nicht bestimmt werden, weil es sich um einen langwierigen Prozess handelt und nicht nur ein Faktor

beteiligt sein kann. Aufgrund des negativen Effektes eines schlechten Körperzustands auf den Reproduktionserfolg und das Überleben können langanhaltende, intensive Störungen von Menschen indirekt zu einer tieferen Populationsdichte führen (Gabrielsen & Smith, 1995; Siegel, 1980). Oftmals besteht eine Korrelation zwischen Freizeitbetrieb und der Abnahme eines Bestandes, was zur Aufgabe eines Brutgebietes führen kann. Eine Bestandsreduktion entlang von Wegen und Strassen konnte in einer Studie in Boulder County, Colorado, USA für fünf Waldvogelarten festgestellt werden, während eine Art in Wegnähe sogar häufiger vorkam (Miller et al., 1998). Solche artspezifischen Unterschiede können wohl allgemein in allen Lebensräumen auftreten. In einer Studie in Gebieten mit einem Campingplatz oder einer Ferienhaussiedlung konnten mehr Arten nachgewiesen werden als in nicht erschlossenen Gebieten. Zugenommen haben jedoch anspruchslosere Singvogelarten aufgrund der Veränderung des ursprünglichen Habitats (Blakesley & Reese, 1988; Clark, Euler & Armstrong, 1984). Eine Abnahme der Individuendichte mit zunehmendem Freizeitbetrieb konnte in Holland bei acht von dreizehn Arten nachgewiesen werden (Van der Zande et al., 1984). Erhöhte menschliche Aktivitäten können zu Änderungen in der Raumnutzung führen und zu einem Fernbleiben von bevorzugten Nahrungs- oder Ruheplätzen. Eine Verschiebung von bevorzugten zu weniger bevorzugten Plätzen für die Nahrungssuche kann die Effizienz der Nahrungssuche beeinflussen (Price, 2008).

In städtischen Parks nimmt die Anzahl Vogelarten mit zunehmender Fussgängerzahl ab, weil die Vögel die stark besuchten Bereiche verlassen (Fernández-Juricic, 2002). Aufgrund von verschiedenen Infrastrukturen für den Menschen können nutzbare Habitate für Vögel beträchtlich schrumpfen. Räumliche und zeitliche Anpassungen sind nicht immer möglich. Weitere Studien zeigen, dass Verluste nicht nur durch Aktivitäten abseits des Geländes, sondern auch durch Aktivitäten auf den Strassen und Wegen verursacht werden. Die Dichte der Bruten verschiedener Vogelarten des Waldes und der offenen Landschaft sowie der Bruterfolg können in einem Streifen entlang von Wegen und Strassen vermindert sein (Ingold & Blankenhorn, 2005).

---

## **2 Methode**

### **2.1 Untersuchungsgebiete und Feldmethoden**

#### **2.1.1 Auswahl der Wälder**

Es wurden zwei stark von Erholungssuchenden begangene Wälder und zwei kaum begangene Wälder gewählt: Allschwilerwald und Sihlwald (stark begangen), Wald bei Laufen und Forêt de Chaux (kaum begangen) (Abb. von den Wäldern im Anhang). Ansonsten sollten sich die charakteristischen Eigenschaften der Wälder ähnlich sein, damit sich die vorkommenden Arten nicht massgeblich voneinander unterscheiden. Ich habe darauf geachtet, dass sich die Waldwege in den vier Wäldern möglichst ähnlich sind, sowohl in der Grösse als auch im Belag. Damit ist die Habitatveränderung durch die Wege überall gleich und der Habitateffekt vergleichbar. So kann eine Trennung des Effektes des Weges und der Störung gewährleistet werden. Die vier Wälder befanden sich auf der gleichen Höhenstufe und enthielten sowohl Laub, als auch Nadelhölzer.

#### **2.1.2 Verteilung der Punkte für Vogelaufnahmen**

Um einen möglichen Einfluss durch Störungen auf Wegen auf die Individuen- und Artenzahl der Vögel zu messen, habe ich die Taxierungen paarweise mit 50 und 150 m Abstand zu Waldwegen durchgeführt (Punkte am Weg und im Wald). Ich untersuchte in jedem Wald mindestens 12 Punktpaare ausser im Allschwilerwald, in dem es nicht genügend Waldstücke hatte, die nicht von Wegen durchschnitten sind. Die Paare habe ich systematisch, entlang von Waldwegen von möglichst gleicher Grösse verteilt, und darauf geachtet, dass der Wald bei den Punktpaaren in Artenzusammensetzung und Struktur möglichst ähnlich war (Abb. der Wälder mit Punktpaaren im Anhang).

#### **2.1.3 Kartierung der Vögel**

Ich habe für die Kartierungen der Waldvögel die Methode der Punkttaxierung angewendet (Feldprotokoll siehe Anhang). Bei dieser Methode werden von einem Punkt aus alle visuell und akustisch wahrnehmbaren Vögel innerhalb von 50 m erfasst (Bauer, 1995). Beim Aufsuchen der Punkte habe ich darauf geachtet, möglichst wenig Aufmerksamkeit zu erregen, um unnötige Störungen zu vermeiden. Anschliessend habe ich während 6 min alle Individuen gezählt und bestimmt, welche sich im Umkreis von 50 m befanden, und ihre Distanz horizontal bestimmt. Die Bestimmung der Distanz erfolgte im Jahr 2013 mit einem Fernglas mit integriertem Distanzmessgerät der Marke Zeiss (Victory RF 10x45). Im Jahr 2015 erfolgte die Messung mit einem Distanzmessgerät (Nikon Prostaff 7 Rangfinder). Ziel war es, jeden Vogel nur einmal zu erfassen.

Die Aufnahmen im Jahr 2015 habe ich von Mitte März bis Ende Mai durchgeführt und damit die Brutsaison der im Wald brütenden Arten möglichst umfassend abgedeckt. Während dieser Zeit habe ich die Taxierungen in jedem Wald mit einem minimalen zeitlichen Abstand von 2 Wochen drei Mal wiederholt.

Mit den Punkttaxierungen habe ich bei Sonnenaufgang gestartet unter der Voraussetzung, dass es die Wetterverhältnisse zulassen. Es durfte nicht regnen, kein Nebel haben und die maximale Windgeschwindigkeit sollte 11 km/h nicht überschreiten (Bauer, 1995).

Für diese Arbeit konnte ich auch Aufnahmen von Yves Bötsch (Doktorand Schweizerische Vogelwarte, Sempach) aus dem Jahr 2013 verwenden. Diese erfolgten im Allschwilerwald und im Sihlwald an denselben Punkten (Keine Aufnahmen für den Wald bei Laufen und Forêt de Chaux) von Ende Mai bis Mitte Juli. Im Sihlwald wurden 2013 zu den gemeinsamen Paaren noch 16 zusätzliche Paare kartiert, welche in die Analyse miteinbezogen wurden (In der Abb. der Wälder mit Punktpaaren im Anhang nicht abgebildet). Der minimale Zeitliche Abstand zwischen den Taxierungen war ebenfalls 2 Wochen, doch wurde jede Punkttaxierung nur zwei Mal wiederholt.

#### **2.1.4 Habitat Kartierung**

Um zu überprüfen, ob zwischen den Aufnahmepunkten am Weg und im Wald trotz entsprechender Auswahl nicht doch Unterschiede in Waldstruktur und Baumartenzusammensetzung bestanden, habe ich bei jedem Erfassungsstandpunkt, systematisch verteilt an fünf Orten, Faktoren erfasst, welche die Dichte und das Auftreten der Vögel beeinflussen könnten. Die Orte innerhalb jedes Erfassungspunkts befinden sich im Zentrum und jeweils 25 m nördlich, östlich, südlich und westlich vom Zentrum entfernt (Skizze im Anhang: Feldaufnahmeformular für die Kartierung des Habitats). Zu den Faktoren zählen: Die Deckung des Kronendachs, der Strauchschicht und der Bodenvegetation in %. Zusätzlich habe ich die Anzahl der Bäume in den Grössenklassen 1 – 3 von Buche (*Fagus sylvatica*), Eiche (*Quercus robur*), Nadelbäumen (alle Arten zusammen), übrigen Laubbäumen (alle Laubbäume ausser Buchen und Eichen) und von stehendem und liegendem Totholz erfasst. Die Grössenangaben für die Zuteilung in die Grössenklassen 1 – 3 beziehen sich auf den Durchmesser in Brusthöhe (Kategorie 1: 5-20 cm, Kategorie 2: 20-50 cm und Kategorie 3: >50 cm), Bäume mit einem Durchmesser von <5 cm wurden als Sträucher erfasst. Für die Aufnahme der Deckung von Strauchschicht und Bodenvegetation und der Anzahl Bäume habe ich Quadrate von jeweils 3x3 m, 2x2 m bzw. 8x8 m verwendet (Feldaufnahmeformular für die Kartierung mit detaillierter Information zu den Faktoren des Habitats im Anhang).

Die Habitat Kartierung habe ich Ende Mai bis Anfang Juni durchgeführt. Die Vegetation ist zu diesem Zeitpunkt bereits fortgeschritten und alle aufgenommenen Bäume haben bereits das volle Kronendach ausbilden können.

---

## 2.2 Statistische Auswertung

Alle Berechnungen und statistischen Tests wurden mit dem Statistikprogramm R Version 3.1.2 (2014-10-31) in RStudio Version 0.98.1102 durchgeführt.

### 2.2.1 Habitat

Die Parameter, welche die Vegetationsdichte beschreiben (Kronenschluss, Bedeckung von Bodenvegetation und Strauchschicht) wurden über die 5 Aufnahmeflächen pro Erfassungspunkt gemittelt. Die Parameter, welche Auskunft über Anzahl und Art der Bäume geben (Buche, Eiche, Nadelholz, andere Laubbäume und Totholz), wurden aufsummiert bzw. ebenfalls gemittelt.

Die Habitateigenschaften der Erfassungspunkte habe ich mit einem gepaarten t-Test auf signifikante Unterschiede innerhalb der Paare, also zwischen den Punkten am Weg und im Wald, geprüft. Zusätzlich habe ich geprüft, ob die Habitateigenschaften untereinander korrelieren ( $\text{cor} > 0.599 \& \text{cor} < 1$ ) (Korner-Nievergelt et al., 2015).

Habitateigenschaften, welche signifikante Unterschiede zwischen den Punkten am Weg und den Punkten im Wald aufweisen oder korrelieren, habe ich anschliessend in den Modellen zur Überprüfung ob signifikante Unterschiede der Individuen- und Artenzahl bestehen, mitberücksichtigt. Bei korrelierenden Variablen habe ich sinngemäss jeweils nur eine der beiden Variablen für weitere Berechnungen miteinbezogen.

### 2.2.2 Individuen- und Artenzahl

Für die Prüfung auf Unterschiede in Individuen- und Artenzahl innerhalb der Paare sowie auf den Einfluss ausgewählter Variablen (Einflussfaktoren) habe ich in einem ersten Schritt über alle Wälder und in einem zweiten Schritt für jeden Wald einzeln verschiedene Modelle angewendet.

In einem ersten Modell (Allgemeines Modell) habe ich getestet, ob es Unterschiede zwischen den Erfassungspunkten eines Paares (am Weg – im Wald) in der Individuen- und Artenzahl über alle vier Wälder gibt und ob sich die Wälder in der Individuen- und Artenzahl unterscheiden. Hierfür habe ich ein verallgemeinertes lineares Mischmodell (generalised linear mixed-effects model (GLMM)) verwendet. Das Modell eignet sich für die Anwendung bei verschiedenen Einflussgrössen und insbesondere, wenn die Residuen nicht normalverteilt sind und die Beobachtungen nicht unabhängig voneinander sind. Die beiden abhängigen Variablen Individuen- und Artenzahl sind auf mögliche Einflüsse durch die erklärenden Variablen zu prüfen. Die erklärenden Variablen, welche im Modell integriert wurden, sind die Zeit nach Sonnenaufgang, die Unterschiede der Individuen- und Artenzahl zwischen den Wäldern, der Tag ab Jahresbeginn (Datum), das Jahr, die Punkte am Weg oder Im Wald, die Interaktion zwischen Wald und den Punkten und die Interaktion zwischen

dem Datum und den Punkten. Der Beobachter wurde nicht berücksichtigt, weil er bereits durch die Berücksichtigung des Jahres erfasst wird (Die beiden Effekte lassen sich mit dieser Analyse nicht trennen). Mit der Variable Zeit nach Sonnenaufgang und einem zusätzlichen Wechsel der Reihenfolge pro Rundgang, wurde der zeitliche Effekt, welcher durch die bestimmte Abfolge der Taxierungen entsteht, mitberücksichtigt. Einen möglichen Störungseffekt durch den Beobachter, welcher beim Aufsuchen der Punkte resultieren könnte, wurde berücksichtigt, indem beim zweiten Durchgang die Punkte im Wald vor den Punkten am Weg taxiert wurden. Da die drei Wiederholungen der Punkte nicht unabhängig voneinander sind und die Taxierungen innerhalb eines Paares ähnlicher zueinander sind als die Taxierungen innerhalb eines Waldes (nested random factor), müssen sie als random factors in hierarchischer Reihenfolge in das Modell miteinbezogen werden. Zusätzlich hab ich eine Poisson-Verteilung gewählt, um zu definieren, dass es sich um Taxierungen von Individuen und Arten handelt (Korner-Nievergelt et al., 2015).

Es könnte sein, dass Unterschiede zwischen den Paaren von Erfassungspunkten je nach Wald unterschiedlich ausgeprägt sind und zudem unterschiedlich von Einflussgrössen beeinflusst werden. Dies wäre in einem allgemeinen Modell nur durch zahlreiche Interaktionen zu eruieren, wofür aber die Datenmenge unzureichend ist. Deshalb habe ich in einem zweiten Schritt die Wälder einzeln analysiert (Individuelle Modelle). Um herauszufinden, ob sich die Individuen- und Artenzahl innerhalb der Paare der Punkttaxierungen in den einzelnen Wäldern unterscheiden, habe ich erneut ein verallgemeinertes lineares Mischmodell angewendet. Darin werden wiederum verschiedene Faktoren mitberücksichtigt, welche Individuen- und Artenzahl beeinflussen können. Die ins Modell einflussenden Faktoren waren die Zeit ab Sonnenaufgang, Tag ab Jahresbeginn (Datum), Punkt im Wald zu Punkt am Weg, das Jahr und die Interaktion zwischen dem Datum und den Punkten.

Ich habe für jeden Wald verschiedene Faktoren in einzelne individuelle Modelle integriert, um eine grosse Bandbreite von verschiedenen Modellen mit diversen Kombinationen von Faktoren zu erhalten. Durch die Anpassung des Modells an die vorliegenden Daten wird erreicht, dass die Aussagekraft der Resultate mit einer angepassten Komplexität des Modells optimiert wird. Die Güte des Modells kann mit dem AIC-Wert bestimmt werden. Unter Berücksichtigung des tiefsten Werts habe ich das beste Modell für jeden Wald ausgewählt. Neben der Berücksichtigung der paarweisen Taxierung und den drei Wiederholungen zu einem unterschiedlichen Zeitpunkt werden nun auch die einzelnen Habitateigenschaften miteinbezogen, welche bei den t-Tests signifikante Unterschiede zwischen den Paaren oder Korrelationen der Faktoren zeigten. Somit kann ich prüfen ob es einen Habitateffekt gibt. Wiederum nicht im Modell integriert werden der Beobachter und die Reihenfolge. Die Einstellung „family = poisson“ bleibt unverändert.

Die Datengrundlage für die Auswertung besteht für den Wald in Laufen und Forêt de Chaux aus Kartierungen von 2015 und für den Allschwilerwald und Sihlwald aus Kartierungen aus den Jahren

---

2013 und 2015. Der Grund darin liegt, dass in den beiden erstgenannten Wälder im Jahr 2013 keine Kartierung durchgeführt wurden.

### 3 Resultate

#### 3.1 Habitatunterschiede zwischen Flächen am Weg und im Wald

Der paarweise Vergleich der Vegetationsparameter zwischen den Punkten am Weg und im Wald zeigte, dass nur in wenigen Parametern und Wäldern ein signifikanter Unterschied bestand (Tab. 1). Im Allschwilerwald gab es keine signifikanten Unterschiede bei den Habitateigenschaften zwischen den Punkten am Weg und denen im Wald. Einzig ein Unterschied im Deckungsgrad der Strauchschicht ist beinahe signifikant. Dabei ist die Strauchschicht in Wegnähe stärker ausgeprägt. Auch im Sihlwald sind die Unterschiede nicht signifikant, lediglich der Unterschied in der Kategorie der übrigen Laubbäume ist beinahe signifikant, wobei es in Punkten am Weg insgesamt 70 und bei Punkten im Wald 82 übrige Laubbäume hat. Signifikante Unterschiede zwischen den Habitateigenschaften innerhalb der Punktpaare gibt es im Wald bei Laufen beim Deckungsgrad der Strauchschicht mit 38.7 % bei Punkten am Weg und 18.3 % bei Punkten im Wald sowie in der Anzahl Buchen 5-20 cm mit insgesamt 91 bei Punkten am Weg und 23 bei Punkten im Wald (Tab. 1). Die signifikanten Unterschiede im Forêt de Chaux bei der Anzahl der Buchen >50 cm wird erreicht durch insgesamt 16 Buchen in Wegnähe und 6 bei Punkten im Wald (Tab. 1).

Korrelationen zwischen den Habitateigenschaften gibt es nur im Sihlwald und im Forêt de Chaux. Im Sihlwald korrelieren mittleres liegendes Totholz mit mittlerem stehendem Totholz und kleine Koniferen mit mittleren Koniferen. Im Forêt de Chaux korreliert liegendes Totholz mit liegendem mittlerem Totholz.

Tabelle 1: Signifikante und fast signifikante Unterschiede in Vegetationsparametern zwischen den Punkten am Weg und den Punkten im Wald. Angegeben sind der t-Wert, d.f. und der p-Wert der paarweisen t-Tests. Signifikante p-Werte sind grau hervorgehoben.

t-Test: Punkte am Weg / Im Wald				
Wald	Variable	t	df	p-Wert
Allschwilerwald	Strauchschicht	1.768	7	0.12
Sihlwald	übrige Laubbäume (>50 cm)	-2.132	12	0.054
Wald bei Laufen	Strauchschicht	2.612	12	0.023
Wald bei Laufen	Buchen (5-20 cm)	2.385	12	0.034
Forêt de Chaux	Buchen (>50 cm)	2.419	11	0.034

### 3.2 Bestandsaufnahmen der Vögel

#### 3.2.1 Arten und Beobachtungsdistanzen

Die häufigsten beobachteten Arten sind Buchfink, Kohlmeise, Rotkehlchen und Zaunkönig. Am meisten Arten werden zwischen 20 und 40 m beobachtet. Durch den Vergleich der vier am häufigsten gezählten Vogelarten kann abgeschätzt werden, bei welchen Distanzen am meisten Vögel gezählt werden. Zudem erhält man einen groben Überblick über die Verteilung und Anzahl von den vier häufigsten Arten, welche in allen Wäldern vertreten sind.

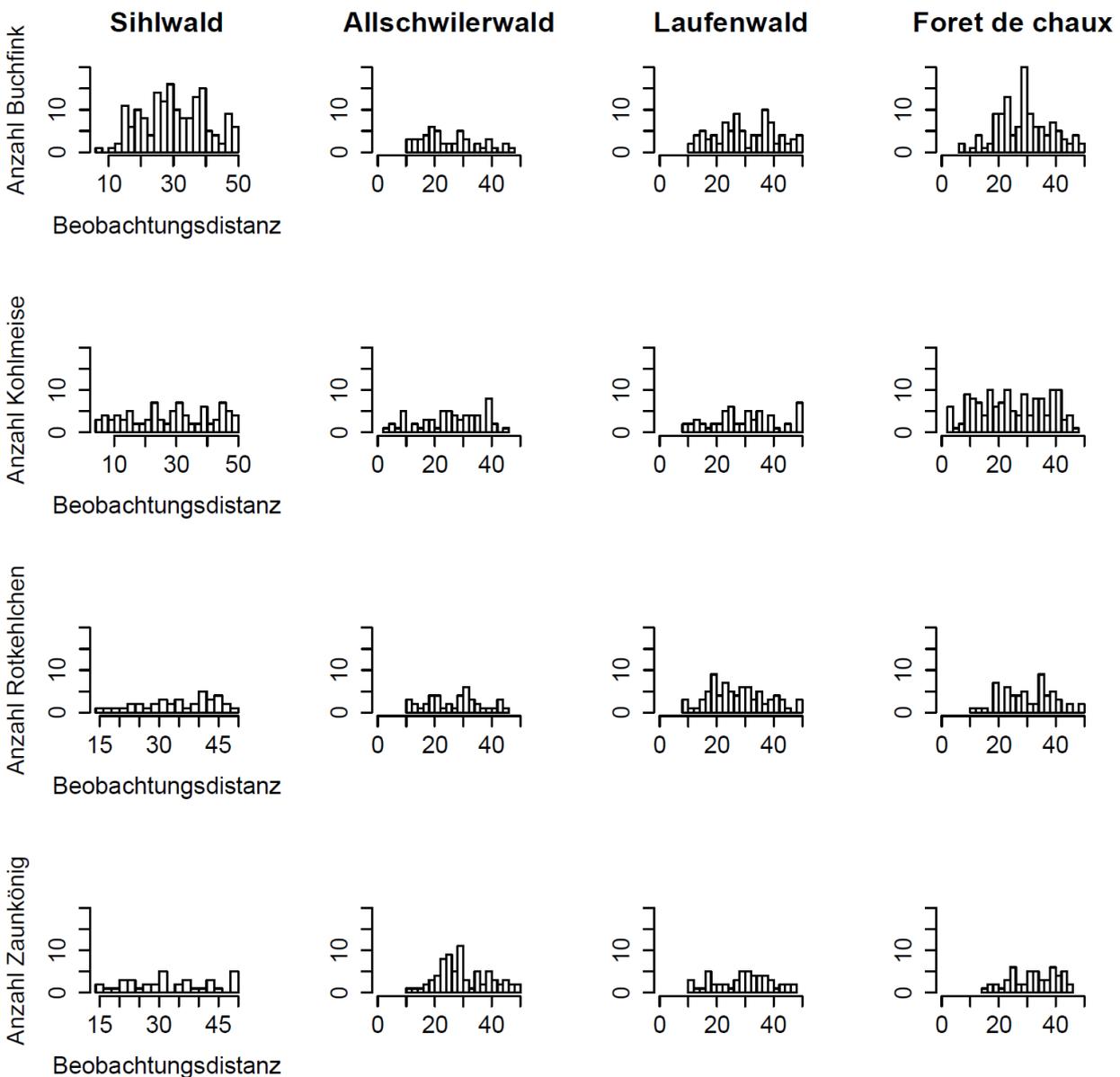


Abbildung 1: Anzahl der häufigsten beobachteten Arten in den vier Wäldern im Verhältnis zur Beobachtungsdistanz. Insgesamt sind Daten aus allen drei Wiederholungen enthalten.

### 3.2.2 Alle Wälder

Die Zahl der Individuen unterscheidet sich signifikant zwischen den Wäldern, zwischen den Punkten am Weg und im Wald und zwischen den Jahren 2013 und 2015 und verändert sich mit dem Datum (Tab. 2). Die Anzahl Individuen unterscheidet sich zwischen den Punkten beim Weg und im Wald über alle vier Wälder ( $p=0.036$ , Tab. 2). Über alle Wälder verteilt wird bei den Punkten am Weg mehr als 1 Individuum weniger gezählt als bei den Punkten im Wald (Abb. 2). Im Vergleich mit dem Allschwilerwald gibt es in den anderen drei Wäldern signifikant weniger Individuen (Tab. 2). Zudem wurden im Sihlwald am wenigsten Individuen gezählt (Abb. 2). Im Jahr 2015 wurden signifikant mehr Individuen gezählt als im Jahr 2013. Zusätzlich gibt es eine Zunahme der Individuen über die Brutsaison.

Die Zahl der Arten unterscheidet sich signifikant zwischen dem Forêt de chaux und dem Allschwilerwald und zwischen dem Sihlwald und dem Allschwilerwald und es gibt signifikante Unterschiede zwischen den Jahren 2013 und 2015 (Tab. 3). Sowohl im Forêt de chaux, als auch im Sihlwald gibt es signifikant weniger Arten als im Allschwilerwald (Tab.3). Im Sihlwald ist die Artenzahl am tiefsten (Abb.3). Der Unterschied zwischen den Jahren äussert sich durch eine höhere Artenzahl im Jahr 2015 gegenüber dem Jahr 2013.

Tabelle 2: Abhängigkeit der Anzahl Individuen in den vier Wäldern von verschiedenen Faktoren (generalised linear mixed-effects model mit Punkttaxierung innerhalb von Paaren als random factors). Signifikante p-Werte sind grau hervorgehoben. Nicht signifikante Interaktionen wurden aus dem Modell entfernt (Interaktion zwischen Wald und den Punkten und die Interaktion zwischen dem Datum und den Punkten). Angegeben sind der Schätzwert, Std.-Fehler, z-Wert und p-Wert.

Allgemeines Model Individuen				
Variable	Estimates	Std.-Fehler	z-Wert	p-Wert
Intercept	1.812	0.059	30.657	<0.001
Zeit ab Sonnenaufgang	0.022	0.017	1.303	0.193
Forêt de Chaux vgl. Allschwil	-0.178	0.054	-3.311	0.001
Wald bei Laufen vgl. Allschwil	-0.138	0.052	-2.64	0.008
Sihlwald vgl. Allschwil	-0.286	0.047	-6.144	<0.001
Tag ab Jahresbeginn	0.112	0.026	4.251	<0.001
Jahr 2015 zu 2013	0.686	0.065	10.584	<0.001
Punkt im Wald zu Punkt am Weg	0.07	0.033	2.102	0.036

Tabelle 3: Abhängigkeit der Anzahl Arten in den vier Wäldern von verschiedenen Faktoren (generalised linear mixed-effects model mit Punkttaxierung innerhalb von Paaren als random factors). Signifikante p-Werte sind grau hervorgehoben. Nicht signifikante Interaktionen wurden aus dem Modell entfernt (Interaktion zwischen Wald und den Punkten und die Interaktion zwischen dem Datum und den Punkten). Angegeben sind der Schätzwert, Std.-Fehler, z-Wert und p-Wert.

Allgemeines Model Arten				
Variable	Estimates	Std.-Fehler	z-Wert	p-Wert
Intercept	1.723	0.066	26.214	<0.001
Zeit ab Sonnenaufgang	0.012	0.02	0.622	0.534
Forêt de Chaux vgl. Allschwil	-0.186	0.063	-2.955	0.003
Wald bei Laufen vgl. Allschwil	-0.101	0.06	-1.674	0.094
Sihlwald vgl. Allschwil	-0.316	0.053	-5.983	<0.001
Tag ab Jahresbeginn	0.038	0.03	1.252	0.211
Jahr 2015 zu 2013	0.43	0.074	5.799	<0.001
Punkt im Wald zu Punkt am Weg	0.065	0.038	1.685	0.092

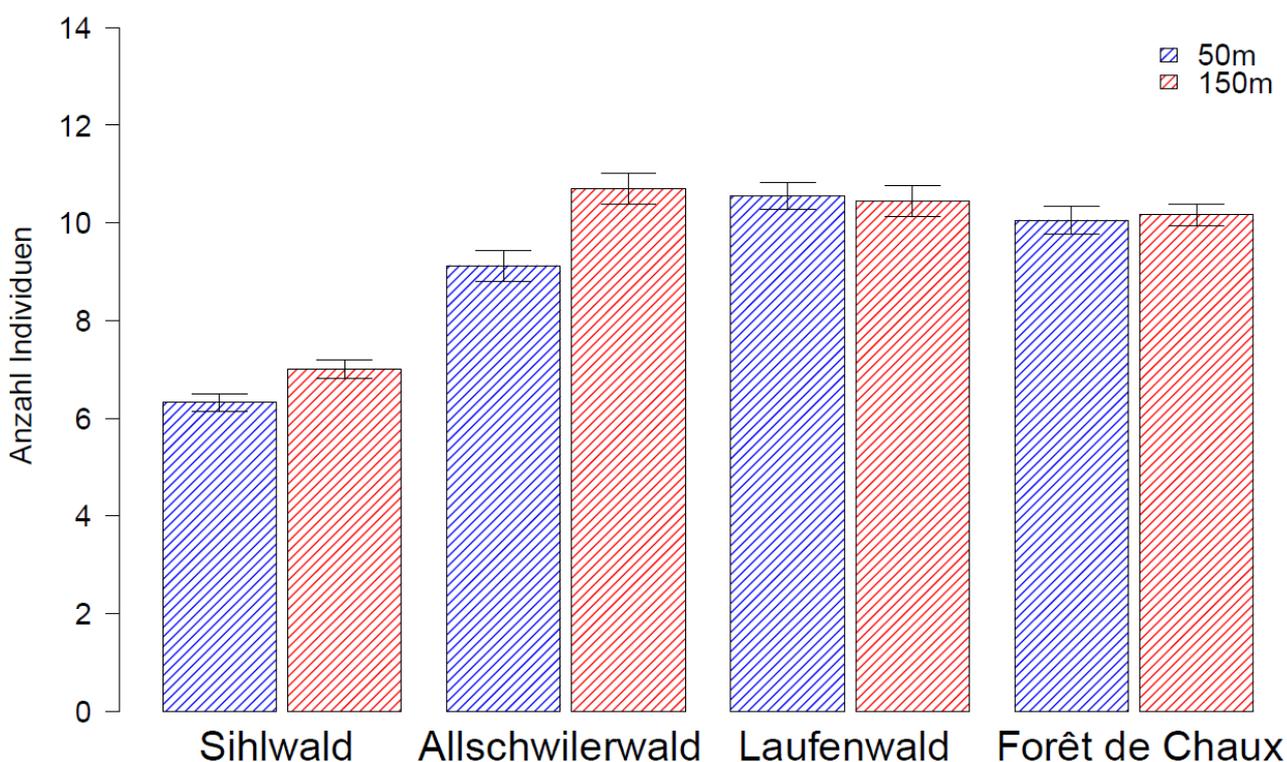


Abbildung 2: Barplot aus den Mittelwerten der Anzahl Individuen der Punkttaxierungen für die Punkte am Weg und im Wald in den vier Wäldern inkl. Standardfehlern. Für den Sihlwald und Allschwilerwald fließen Daten aus den Zählungen von 2013 und 2015 mit ein, während die Datengrundlage beim Wald bei Laufen und Forêt de Chaux auf Zählungen von 2015 basiert.

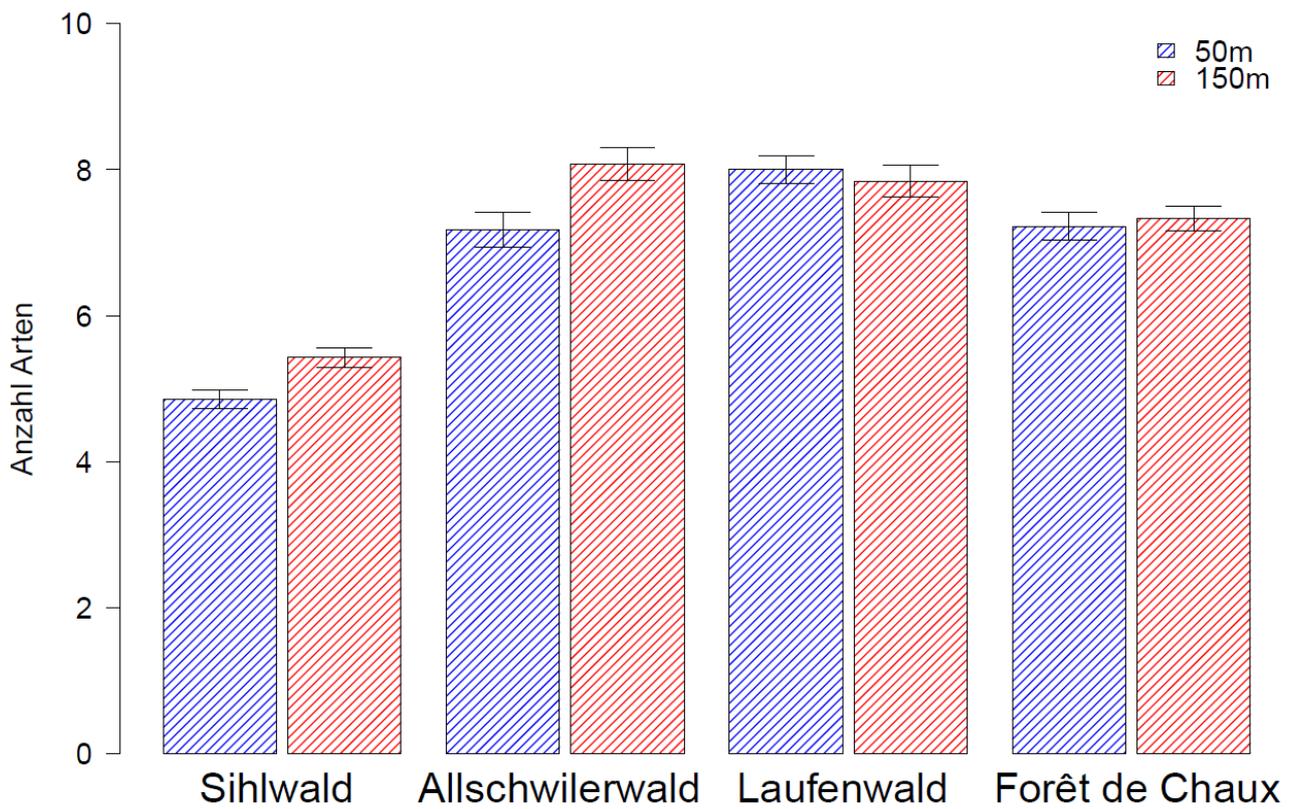


Abbildung 3: Barplot aus den Mittelwerten der Anzahl Arten der Punktaxierungen für die Punkte am Weg und im Wald in den vier Wäldern inkl. Standardfehlern. Für den Sihlwald und Allschwilerwald fliessen Daten aus den Zählungen von 2013 und 2015 mit ein, während die Datengrundlage beim Wald bei Laufen und Forêt de Chaux auf Zählungen von 2015 basiert.

### 3.2.3 Einzelne Wälder

Im Forêt de Chaux (nur 2015 untersucht) unterscheiden sich Arten- und Individuenzahl nicht signifikant zwischen Punkten am Weg und im Wald (Tab. 4). Die Individuenzahl nahm mit der Saison signifikant zu (Tab 4). Tageszeit und die Vegetationsparameter hatten keinen signifikanten Effekt auf die Arten- und Individuenzahl.

Ähnlich ist die Situation im Wald bei Laufen (Tab. 4, ebenfalls nur 2015 untersucht). Auch hier unterscheiden sich Arten- und Individuenzahl nicht zwischen Punkten am Weg und im Wald (Tab. 4). Die Individuen- und Artenzahl nahm mit der Saison signifikant zu (Tab. 4). Wiederum hatten Tageszeiten und die Vegetationsparameter keinen signifikanten Effekt auf die Arten- und Individuenzahl (Tab. 4).

Tabelle 4: Abhängigkeit der Anzahl Individuen und Arten im Forêt de Chaux und im Wald bei Laufen von verschiedenen Faktoren (generalised linear mixed-effects model mit Punkttaxierung innerhalb von Paaren als random factors). Nicht signifikante Interaktionen wurden aus dem Modell entfernt (Interaktion zwischen dem Datum und den Punkten). Signifikante p-Werte sind grau hervorgehoben. Angegeben sind der Schätzwert, Std.-Fehler, z-Wert und p-Wert.

Individuelles Modell: Forêt de Chaux Wald bei Laufen						
	Variable	Estimates	Standardfehler	z-Wert	p-Wert	
Forêt de Chaux	Anzahl Individuen	Intercept	2.335	0.073	31.78	<0.001
		Zeit ab Sonnenaufgang	0.033	0.038	0.86	0.388
		Tag ab Jahresbeginn	0.08	0.038	2.11	0.035
		Buchen (>50 cm)	-0.022	0.04	-0.55	0.585
		Punkt im Wald zu Punkt am Weg	-0.011	0.08	-0.14	0.891
	Anzahl Arten	Intercept	2.013	0.087	23.255	<0.001
Zeit ab Sonnenaufgang		0.029	0.044	0.659	0.51	
Tag ab Jahresbeginn		0.027	0.045	0.609	0.542	
Buchen (>50 cm)		-0.027	0.047	-0.58	0.562	
Punkt im Wald zu Punkt am Weg		-0.01	0.095	-0.101	0.92	
Wald bei Laufen		Anzahl Individuen	Intercept	2.404	0.088	27.354
	Zeit ab Sonnenaufgang		-0.016	0.036	-0.438	0.662
		Tag ab Jahresbeginn	0.187	0.037	5.011	<0.001
		Buchen (5-20 cm)	-0.004	0.006	-0.658	0.511
		Strauchschicht %	-0.001	0.002	-0.576	0.565
		Punkt im Wald zu Punkt am Weg	-0.049	0.083	-0.59	0.555
	Anzahl Arten	Intercept	2.121	0.101	20.921	<0.001
		Zeit ab Sonnenaufgang	-0.035	0.041	-0.854	0.393
		Tag ab Jahresbeginn	0.13	0.042	3.066	0.002
		Buchen (5-20 cm)	-0.001	0.007	-0.172	0.864
Strauchschicht %		-0.001	0.002	-0.567	0.571	
Punkt im Wald zu Punkt am Weg		-0.046	0.095	-0.483	0.629	

Werden nur die Daten von 2015 verwendet, so zeigen sich für den Allschwilerwald und Sihlwald keine signifikanten Unterschiede in der Individuen- und Artenzahl zwischen den Punktpaaren. Ein Trend ist ersichtlich, wegen zu geringer Stichprobengrösse jedoch kein signifikanter Effekt.

Wenn die Daten von 2013 einbezogen werden, so ergeben sich für den Allschwilerwald signifikante Unterschiede in der Anzahl Individuen zwischen den Punkten am Weg und im Wald und zwischen den Jahren (Tab. 5). Am Weg wurden durchschnittlich 1.17 Individuen weniger gezählt als im Wald (Tab. 5). Der Unterschied zwischen der Anzahl Arten innerhalb der Punktpaare ist nicht signifikant, während der Unterschied zwischen den Jahren, wiederum das Signifikanzniveau unterschreitet. Im Sihlwald sind signifikante Unterschiede zwischen den Punkten am Weg und im Wald für die Anzahl Individuen und für die Anzahl Arten vorhanden (Tab. 5). Am Weg werden 1.17 Individuen und sogar 1.19 Arten weniger gezählt (Tab. 5). Die Anzahl der Individuen nahm mit der Saison signifikant zu. Eine signifikante Zunahme für die Individuen- und Arten Zahl ist wiederum zwischen den Jahren 2013 und 2015 zu verzeichnen.

Tabelle 5: Abhängigkeit der Anzahl Individuen in Allschwilerwald und Sihlwald von verschiedenen Faktoren (generalised linear mixed-effects model mit Punkttaxierung innerhalb von Paaren als random factors). Nicht signifikante Interaktionen wurden aus dem Modell entfernt (Interaktion zwischen dem Datum und den Punkten). Signifikante p-Werte sind grau hervorgehoben. Angegeben sind der Schätzwert, Std.-Fehler, z-Wert und p-Wert.

Individuelles Modell: Allschwil und Sihlwald						
		Variable	Estimates	Standardfehler	z-Wert	p-Wert
Allschwil	Anzahl Individuen	Intercept	1.913	0.085	22.578	<0.001
		Zeit ab Sonnenaufgang	0.064	0.036	1.77	0.077
		Tag ab Jahresbeginn	0.042	0.047	0.894	0.371
		Jahr	0.463	0.101	4.593	<0.001
		Punkt im Wald zu Punkt am Weg	0.159	0.071	2.231	0.026
	Anzahl Arten	Intercept	1.825	0.094	19.502	<0.001
		Zeit ab Sonnenaufgang	0.074	0.041	1.785	0.074
		Tag ab Jahresbeginn	-0.023	0.055	-0.414	0.679
Jahr		0.227	0.115	1.97	0.049	
	Punkt im Wald zu Punkt am Weg	0.118	0.081	1.451	0.147	
Sihlwald	Anzahl Individuen	Intercept	1.371	0.102	13.493	<0.001
		Tag ab Jahresbeginn	0.141	0.066	2.114	0.035
		Jahr	0.832	0.138	6.039	<0.001
		Punkt im Wald zu Punkt am Weg	0.154	0.066	2.353	0.019
	Anzahl Arten	Intercept	1.246	0.114	10.911	<0.001
		Tag ab Jahresbeginn	0.052	0.076	0.678	0.498
		Jahr	0.572	0.158	3.62	<0.001
	Punkt im Wald zu Punkt am Weg	0.174	0.076	2.298	0.022	

## 4 Diskussion

Die Resultate zeigen, dass es sowohl störungsbedingte Unterschiede bei den Dichten als auch bei der Artenzahl der Waldvögel gibt. Ebenfalls können verschiedene weitere Faktoren einen Einfluss auf die Individuen- und Artenzahlen ausüben.

### 4.1 Unterschiede zwischen den ausgewählten Waldgebieten

Unterschiede in Individuen- und Artenzahl zwischen den vier Wäldern können durch verschiedene Ursachen resultieren. Auffällig sind sowohl die signifikant höhere Individuenzahl im Allschwilerwald und auch die höhere Artenzahl (Artenzahl nur gegenüber Forêt de Chaux und Sihlwald signifikant). Mögliche Gründe dafür können in der Beschaffenheit und Struktur des Habitats liegen. Einerseits zeichnet den Allschwilerwald ein guter Bestand von alten Eichen aus, andererseits ist eine gut ausgebildete Strauchschicht vorhanden. Die hohe Individuendichte könnte mit einer hohen Präsenz von Kulturfolgern durch die Nähe zum Siedlungsraum, und vielen störungsunempfindlichen Arten zusammenhängen. Eine Studie aus Holland zeigt, dass die Abnahme der Individuendichte, verursacht durch eine erhöhte Intensität von Besuchern, artspezifisch ist und bei der Mehrheit der Arten nachgewiesen werden konnte (8 von 13 Arten) (Van der Zande et al., 1984). Spannend wäre es zu analysieren, ob Arten dieser Studie ohne nachweisliche Abnahme in der Individuendichte, vermehrt im Allschwilerwald vorkommen. Neben der Individuenzahl ist auch die Artenzahl sehr hoch. Eine Studie zeigt, dass die Nähe zu Campingplätzen oder Ferienhäusern zu einer Erhöhung der Artenvielfalt durch eine Zunahme von meist anspruchslosen Arten führen kann (Blakesley & Reese, 1988). In der erwähnten Studie dürfte der Habitateffekt jedoch auch einen Einfluss haben. Das Augenmerk liegt jedoch darin, dass spezialisierte Arten, welche unerschlossene Gebiete bevorzugen, negativ betroffen waren. Im Allschwilerwald könnte man sich jedoch vorstellen, dass störungsempfindliche Arten im Waldesinnern ein geeignetes Habitat finden und deshalb trotzdem bei den Punkten im Wald in die Taxierung aufgenommen wurden. Auf jeden Fall wäre die Auswertung der Artenvorkommen und Zuteilung über die vier Wälder in verschiedene Gilden spannend, für die Interpretation hilfreich und mit den vorhandenen Daten gut denkbar.

Beim Vergleich der vier Wälder sind die tieferen Individuen- und Artenzahlen im Sihlwald gegenüber den übrigen drei Wäldern auffällig. Die tiefen Individuen- und Artenzahlen können durch das Habitat oder die Lage beeinflusst worden sein. Der Sihlwald unterscheidet sich durch den sehr hohen Buchen- mit verhältnismässig kleinen Nadelholzanteil und das Fehlen von Eichen. Zudem könnte der dichte Kronenschluss, durch die Aufgabe der Bewirtschaftung in der Kernzone einen Einfluss haben.

## 4.2 Weniger Vögel in Wegnähe: Mögliche Erklärungen für diesen Befund

Die Punkte am Weg unterscheiden sich von den Punkten im Wald bereits bei der Betrachtung über alle vier Wälder signifikant in der Individuenzahl. Für die Artenzahl ist der Unterschied nicht signifikant. Diese Unterschiede zwischen den Punkten am Weg und im Wald können mit verschiedenen Faktoren zusammenhängen. Mögliche Gründe sind eine störungsbedingte Abnahme von Individuen entlang der Waldwege oder Unterschiede in den Habitateigenschaften zwischen den Paaren, welche in diesem allgemeinen Modell noch nicht berücksichtigt werden.

Im Allschwilerwald und im Sihlwald (stark besuchte Wälder) werden signifikant weniger Individuen bei den Punkten am Weg im Vergleich zu den Punkten im Wald gezählt und auch weniger Arten (nur für Sihlwald signifikant). Die Unterschiede im Allschwilerwald und im Sihlwald zwischen den Punkten am Weg und denen im Wald, mit beinahe überall knapp 1.2 Individuen und Arten weniger (Allschwil nur 1.12 Arten weniger) können unter Berücksichtigung der Habitateigenschaften mit den Folgen eines negativen Effekts durch die Störungen der Besucher erklärt werden. Den signifikanten Unterschieden in gewissen Habitateigenschaften zwischen den Punkten am Weg und im Wald wird keinen Einfluss beigemessen, weil sie zweimal im Wald bei Laufen und einmal im Forêt de Chaux vorkommen, in denen es keine signifikanten Unterschiede in der Individuen- und Artenzahl innerhalb der Punktpaare gab. Bei knapp 80 % von Arbeiten zu Störungen konnte ein störungsbedingter Einfluss auf relevante Parameter für den Bruterfolg festgestellt werden (Keller, 1995). Für die Abnahme der Individuendichte kann mitunter ein verminderter Bruterfolg durch die Aufgabe von Nestern und ein erhöhter Feindruck auf Eier und die Jungen verantwortlich sein (Keller, 1995). Auch eine Studie aus Holland zeigte schon früh, mit einer störungsbedingte Dichteabnahme bei 8 von 13 Arten, dass gewisse Arten durch Störungen negativ beeinflusst werden (Van der Zande et al., 1984). Die darin beschriebene Dichteabnahme durch Störungen wird auch bei der vorliegenden Arbeit für die geringere Individuen- und Artenzahl verantwortlich gemacht. Erholungssuchende Menschen sind somit wohl für die Unterschiede in der Dichte und Artenzusammensetzung von Waldvögeln mitverantwortlich.

Negative Effekte könnten durch Gewöhnung reduziert werden, so dass nicht zwingend eine Abnahme der Individuen- und Artenzahl resultiert (Price, 2008). Es bleibt jedoch ungewiss, ob dies in zureichendem Mass geschehen kann. Insbesondere weil Gewöhnung und Sensibilisierung erst bei einigen Arten genauer untersucht wurde, und selbst da noch grosse Lücken vorhanden sind, sei es was die Art der Störung, Langzeiteffekte oder überhaupt die individuelle Artzugehörigkeit betrifft (Burger & Gochfeld, 1983; Keller, 1989). Die Resultate zeigen zudem, dass ein Gewöhnungseffekt zumindest nicht genug gross sein kann, um die geringere Individuen- und Artenzahl aufgrund des Störungseffekts wett zu machen. Zu beachten ist auch, dass der Allschwilerwald und Sihlwald

bereits seit Jahrzehnten stark begangen werden. Deshalb wird davon ausgegangen, dass es trotz Gewöhnung zu Verlusten von Brutplätzen kommen kann und gewisse Arten verschwinden.

### **4.3 Zeitliche Unterschiede**

Im Allschwilerwald und Sihlwald wurden 2015 signifikant höhere Individuen- und Artenzahlen erfasst als im Jahr 2013. Für die Zunahme der Individuen- und Artenzahlen zwischen 2013 und 2015 gibt es mehrere plausible Gründe. Mögliche Erklärungen sind der Wechsel des Beobachters oder der spätere Aufnahmezeitpunkt im Jahr 2013. Bei den Individuen ist zusätzlich, sowohl über alle Wälder betrachtet, als auch für die einzelnen Wälder eine signifikante Zunahme über die Saison zu verzeichnen (einzig im Allschwilerwald nicht signifikant). Mögliche Gründe könnten die Ankunft von Zugvogelarten oder das Flüggewerden von Jungvögeln sein. Andererseits verstummen gewisse Arten etwas später im Jahr (bspw. Spechte) bereits wieder. Ein Beobachtereffekt ist deshalb nicht auszuschliessen.

### **4.4 Methodische Schwierigkeiten**

Bei der Punkttaxierung gibt es einige Einschränkungen, welche für die geplante Fragestellung beachtet werden sollten. Mit Punkttaxierungen werden keine Aussagen über Bestandsveränderungen und nur begrenzte Aussagen über die Dichte häufiger Arten möglich sein. Auch seltene Arten werden bei den kurzen Taxierungen häufig nicht erfasst. Zudem gibt es einige Herausforderungen, welchen besondere Beachtung beigemessen werden sollte. Im Feld ist es oft nicht einfach die Distanzen zu den Individuen exakt auszumachen. Einerseits muss bei der optischen Erkennung ein Objekt für die Messung in gleicher Entfernung gefunden werden, weil die Visierung mit dem Distanzmessgerät auf den Vogel nicht gelingt. Andererseits ist es bei der akustischen Wahrnehmung schwierig die Distanz abzuschätzen. Bei den Lautäusserungen der Vögel gibt es artspezifische Unterschiede bei der Distanz, über welche Individuen noch wahrgenommen werden. Diese unterscheiden sich erfahrungsgemäss sehr. Zudem kann das truppweise oder gleichzeitige Auftreten von Vögel unter Umständen dazu führen, dass gewisse Individuen doppelt gezählt werden, was es zu vermeiden gilt. Beim Betreten der Probefläche, sollte man beachten, dass man immer gleich vorgeht und keine unnötigen Störungen verursacht, was sich je nach Habitat unterschiedlich schwierig gestalten kann. Dennoch bietet die Methode der Punkttaxierungen bei korrekter und standardisierter Durchführung die Möglichkeit gezielte Fragestellungen zu beantworten, was für die vorliegende Arbeit gelungen ist.

---

## 4.5 Aktualität und Ausblick

In Zusammenhang mit dem Schutz von Wildtieren ist eine Trennung von einfachen Reaktionen und Auswirkungen auf Fitnessparameter, die sich letztlich auf die Populationsebene auswirken können, wichtig (Keller, 1995). Durch die allgemeine Intensivierung verschiedener Freizeit- und Sportaktivitäten, die zeitliche Ausdehnung über Tag, Woche und Jahr, die räumliche Ausbreitung in entlegene Gebiete und die Entwicklung von punktuellen zu Flächenereignissen bleiben immer weniger ungestörte Flächen übrig. Solange die Vögel von der Quelle der Störung flüchten und dennoch hochwertige Ressourcen in der Nähe finden (Punkte im Wald), sind die Folgen wahrscheinlich weniger dramatisch, als wenn keine Alternativen bestehen. Dennoch können in beiden Fällen energetische Defizite entstehen. Es ist jedoch schwierig abzuschätzen, wie sich die Folgen der Störungen auf Populationsstufe oder auf ganze Vogelbestände auswirken können. Nichts desto trotz ist die Quantifizierung der Auswirkung von menschlichen Aktivitäten für die Planung und Beurteilung von möglichen Schutzmassnahmen unerlässlich. Für sinnvolle, anwendungsorientierte Schutzmassnahmen mit dem Ziel, ein Mass für tolerierbare menschliche Aktivitäten in Gebieten abzuschätzen, sollten weiterhin und zunehmend Langzeitstudien stattfinden (Keller, 1995). Die Resultate der Taxierungen aus den Jahren 2013 und 2015 in dieser Arbeit, sollen dazu anregen, weiter zu forschen, um mögliche Folgen von geringeren störungsbedingten Individuen- und Artenzahlen präventiv zu verhindern.

---

## 5 Literaturverzeichnis

Anderson, D. W., & Keith, J. O. (1980). The human influence on seabird nesting success: conservation implications. *Biological Conservation*, 18(1), S. 65-80.

Bauer, H. (1995). *Methoden der Feldornithologie*. Radebeul: Neumann Verlag GmbH.

Blakesley, J. A., & Reese, K. P. (1988). Avian use of campground and noncampground sites in riparian zones. *The Journal of Wildlife Management*, 52(3), S. 399-402.

Blumstein, D. T., Fernández - Juricic, E., Zollner, P. A., & Garity, S. C. (2005). Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of Applied Ecology*, 42(5), S. 943-953.

Blumstein, D. T. (2006). Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. *Animal Behaviour*, 71(2), S. 389-399.

Boellstorff, D. E., Anderson, D. W., Ohlendorf, H. M., & O'Neill, E. J. (1988). Reproductive effects of nest-marking studies in an American White Pelican colony. *Colonial Waterbirds*, 11(2), S. 215-219.

Burger, J., & Gochfeld, M. (1981). Discrimination of the threat of direct versus tangential approach to the nest by incubating herring and great black-backed gulls. *Journal of comparative and physiological psychology*, 95(5), S. 676.

Burger, J., & Gochfeld, M. (1983). Behavioural responses to human intruders of Herring Gulls (*Larus argentatus*) and Great Black-backed Gulls (*L. marinus*) with varying exposure to human disturbance. *Behavioural processes*, 8(4), S. 327-344.

Clark, K. L., Euler, D. L., & Armstrong, E. (1984). Predicting avian community response to lakeshore cottage development. *The Journal of wildlife management*, 48(4), S. 1239-1247.

- 
- Cooke, A. (1980). Observations on how close certain passerine species will tolerate an approaching human in rural and suburban areas. *Biological Conservation*, 18(2), S. 85-88.
- Cooper, W. E., & Frederick, W. G. (2007). Optimal flight initiation distance. *Journal of theoretical biology*, 244(1), S. 59-67.
- Fernández-Juricic, E. (2002). Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia*, 131(2), S. 269-278.
- Flemming, S. P., Chiasson, R. D., Smith, P. C., Austin-Smith, P. J., & Bancroft, R. P. (1988). Piping Plover Status in Nova Scotia Related to Its Reproductive and Behavioral Responses to Human Disturbance (Estatus de *Charadrius melodus* en Nueva Escocia, Relacionado a su reproducción y respuestas de conducta a la perturbación humana). *Journal of Field Ornithology*, 59(4), S. 321-330.
- Frid, A., & Dill, L. M. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6(1), S. 11.
- Gabrielsen, G. W., & Smith, E. N. (1995). *Physiological responses of wildlife to disturbance*. Washington: Island Press.
- Gill, J. A., Norris, K., & Sutherland, W. J. (2001). Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation*, 97(2), S. 265-268.
- Gutzwiller, K. J., Wiedenmann, R. T., Clements, K. L., & Anderson, S. H. (1994). Effects of human intrusion on song occurrence and singing consistency in subalpine birds. *The Auk*, 111(1), S. 28-37.
- Gutzwiller, K. J., Marcum, H. A., Harvey, H. B., Roth, J. D., & Anderson, S. H. (1998). Bird tolerance to human intrusion in Wyoming montane forests. *Condor*, 100(3), S. 519-527.

- Holmes, N., Giese, M., & Kriwoken, L. K. (2005). Testing the minimum approach distance guidelines for incubating Royal penguins *Eudyptes schlegeli*. *Biological Conservation*, 126(3), S. 339-350.
- Hormann, M., Richarz, K., & Bezzel, E. (2001). In Klaus Richarz(Hrsg.), *M. Hormann (2001): Taschenbuch für Vogelschutz*. Wiebelsheim: AULA-Verlag.
- Ingold, P., & Blankenhorn, H. (2005). *Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Alpentiere: Konfliktbereiche zwischen Mensch und Tier; mit einem Ratgeber für die Praxis*. Bern: Haupt.
- Iversen, F. (1986). The impact of disturbance on the lapwings *Vanellus vanellus* incubation. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift*, 80(3-4), S. 97-102.
- Jenny, D. (1992). *Bruterfolg und Bestandesregulation einer alpinen Population des Steinadlers *Aquila chrysaetos* (Doctoral dissertation)*.
- Keller, V. (1989). Variations in the response of great crested grebes *Podiceps cristatus* to human disturbance—A sign of adaptation? *Biological Conservation*, 49(1), S. 31-45.
- Keller, V. (1995). Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel-eine Literaturübersicht. *Der Ornithologische Beobachter*, 92(1), S. 3-38.
- Keller, V., Zbinden, N., Schmid, H., & Volet, B. (2001). Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten der Schweiz. *Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach*.
- Knight, R. L., & Fitzner, R. E. (1985). Human disturbance and nest site placement in black-billed magpies. *Journal of Field Ornithology*, 56(2), S. 153-157.
- Knight, R. L., & Temple, S. A. (1986). Nest defence in the American goldfinch. *Animal Behaviour*, 34(3), S. 887-897.

---

Knight R. L., & Cole D. N. (1995). *Wildlife responses to recreationists*. Washington DC: Island Press.

Knight, R.L., & Gutzwiller, K. (1995). *Wildlife and recreationists: coexistence through research and management*. Washington DC: Island Press.

Korner-Nievergelt, F., Roth, T., von Felten, S., Guélat, J., Almasi, B., & Korner-Nievergelt, P. (2015). *Bayesian Data Analysis in Ecology Using Linear Models with R, BUGS, and Stan: Including Comparisons to Frequentist Statistics*: Academic Press.

Lafferty, K. D. (2001). Birds at a Southern California beach: seasonality, habitat use and disturbance by human activity. *Biodiversity & Conservation*, 10(11), S. 1949-1962.

Lemon, W. C. (1993). The energetics of lifetime reproductive success in the zebra finch *Taeniopygia guttata*. *Physiological Zoology*, 66(6), S. 946-963.

Liao, J., Blumstein, D., Libby, S., & Geist, C. (2005). Does intruder group size and orientation affect flight initiation distance in birds? *Animal Biodiversity and Conservation*, 28(1), S. 69-73.

Madsen, J. (1988). *Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea, and impact of food supplies and shooting on movements*. Kalø: Vildtbiologisk Station.

Madsen, J. (1995). Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis*, 137(s1), S. S67-S74.

Marzano, M., & Dandy, N. (2012). Recreationist behaviour in forests and the disturbance of wildlife. *Biodiversity and Conservation*, 21(11), S. 2967-2986.

Miller, S. G., Knight, R. L., & Miller, C. K. (1998). Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological Applications*, 8(1), S. 162-169.

Miller, S. G., Knight, R. L., & Miller, C. K. (2001). Wildlife responses to pedestrians and dogs. *Wildlife Society Bulletin*, 29(1), S. 124-132.

- 
- Mollet, P. (2006). *Situation der Vogelwelt im Schweizer Wald*. Sempach: Schweizerische Vogelwarte.
- Montgomerie, R. D., & Weatherhead, P. J. (1988). Risks and rewards of nest defence by parent birds. *Quarterly Review of Biology*, 63(2), S. 167-187.
- O'Brien, L. (2005). *Trees and woodlands: nature's health service*. Farnham: Forest Research.
- Owens, N. (1977). Responses of wintering brent geese to human disturbance. *Wildfowl*, 28(28), S. 10.
- Price, M. (2008). The impact of human disturbance on birds: a selective review. *Too close for comfort: contentious issues in human-wildlife encounters*. Edited by D.Lunney, A.Munn, and W.Meikle. Royal Zoological Society of New South Wales, Mosman, NSW, Australia, S. 163-196.
- Sapolsky, R. M., Romero, L. M., & Munck, A. U. (2000). How do glucocorticoids influence stress responses? Integrating permissive, suppressive, stimulatory, and preparative actions 1. *Endocrine reviews*, 21(1), S. 55-89.
- Siegel, H. (1980). Physiological stress in birds. *Bioscience*, 30(8), S. 529-534.
- Stankowich, T., & Blumstein, D. T. (2005). Fear in animals: a meta-analysis and review of risk assessment. *Proceedings Biological sciences / The Royal Society*, 272(1581), S. 2627-2634.
- Tarlow, E. M., & Blumstein, D. T. (2007). Evaluating methods to quantify anthropogenic stressors on wild animals. *Applied Animal Behaviour Science*, 102(3), S. 429-451.
- Van der Zande, A., Ter Keurs, W., & Van der Weijden, W. (1980). The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat—evidence of a long-distance effect. *Biological Conservation*, 18(4), S. 299-321.

Van der Zande, A., Berkhuizen, J., Van Latesteijn, H., Ter Keurs, W., & Poppelaars, A. (1984).

Impact of outdoor recreation on the density of a number of breeding bird species in woods adjacent to urban residential areas. *Biological Conservation*, 30(1), S. 1-39.

Verbeek, N. A. (1982). Egg predation by Northwestern Crows: its association with human and Bald Eagle activity. *The Auk*, 99(2), S. 347-352.

Verboven, N., Ens, B. J., & Dechesne, S. (2001). Effect of investigator disturbance on nest attendance and egg predation in Eurasian Oystercatchers. *The Auk*, 118(2), S. 503-508.

Walker, B. G., Dee Boersma, P., & Wingfield, J. C. (2006). Habituation of adult Magellanic penguins to human visitation as expressed through behavior and corticosterone secretion. *Conservation Biology*, 20(1), S. 146-154.

Ydenberg, R. C., & Dill, L. M. (1986). The economics of fleeing from predators. *Advances in the Study of Behavior*, 16(C), S. 229-249.

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Anzahl der häufigsten beobachteten Arten in den vier Wäldern im Verhältnis zur Beobachtungsdistanz. Insgesamt sind Daten aus allen drei Wiederholungen enthalten..... 15

Abbildung 2: Barplot aus den Mittelwerten der Anzahl Individuen der Punktaxierungen für die Punkte am Weg und im Wald in den vier Wäldern inkl. Standardfehlern. Für den Sihlwald und Allschwilerwald fliessen Daten aus den Zählungen von 2013 und 2015 mit ein, während die Datengrundlage beim Wald bei Laufen und Forêt de Chaux auf Zählungen von 2015 basiert. .... 17

Abbildung 3: Barplot aus den Mittelwerten der Anzahl Arten der Punktaxierungen für die Punkte am Weg und im Wald in den vier Wäldern inkl. Standardfehlern. Für den Sihlwald und Allschwilerwald fliessen Daten aus den Zählungen von 2013 und 2015 mit ein, während die Datengrundlage beim Wald bei Laufen und Forêt de Chaux auf Zählungen von 2015 basiert. .... 18

### Abbildungen im Anhang

Abbildung 4: Karte mit den Aufnahmepunkten im Allschwilerwald.....Anhang

Abbildung 5: Karte mit den Aufnahmepunkten im Wald bei Laufen .....Anhang

Abbildung 6: Karte mit den Aufnahmepunkten im Sihlwald .....Anhang

Abbildung 7: Karte mit den Aufnahmepunkten im Forêt de Chaux .....Anhang

Abbildung 8: Feldaufnahmeformular für die Kartierung der Punktaxierungen.....Anhang

Abbildung 9: Feldaufnahmeformular für die Kartierung des Habitats.....Anhang

---

## Tabellen-Verzeichnis

- Tabelle 1: Signifikante und fast signifikante Unterschiede in Vegetationsparametern zwischen den Punkten am Weg und den Punkten im Wald. Angegeben sind der t-Wert, d.f. und der p-Wert der paarweisen t-Tests. Signifikante p-Werte sind grau hervorgehoben..... 14
- Tabelle 2: Abhängigkeit der Anzahl Individuen in den vier Wäldern von verschiedenen Faktoren (generalised linear mixed-effects model mit Punkttaxierung innerhalb von Paaren als random factors). Signifikante p-Werte sind grau hervorgehoben. Nicht signifikante Interaktionen wurden aus dem Modell entfernt (Interaktion zwischen Wald und den Punkten und die Interaktion zwischen dem Datum und den Punkten). Angegeben sind der Schätzwert, Std.-Fehler, z-Wert und p-Wert. 16
- Tabelle 3: Abhängigkeit der Anzahl Arten in den vier Wäldern von verschiedenen Faktoren (generalised linear mixed-effects model mit Punkttaxierung innerhalb von Paaren als random factors). Signifikante p-Werte sind grau hervorgehoben. Nicht signifikante Interaktionen wurden aus dem Modell entfernt (Interaktion zwischen Wald und den Punkten und die Interaktion zwischen dem Datum und den Punkten). Angegeben sind der Schätzwert, Std.-Fehler, z-Wert und p-Wert. 17
- Tabelle 4: Abhängigkeit der Anzahl Individuen und Arten im Forêt de Chaux und im Wald bei Laufen von verschiedenen Faktoren (generalised linear mixed-effects model mit Punkttaxierung innerhalb von Paaren als random factors). Nicht signifikante Interaktionen wurden aus dem Modell entfernt (Interaktion zwischen dem Datum und den Punkten). Signifikante p-Werte sind grau hervorgehoben. Angegeben sind der Schätzwert, Std.-Fehler, z-Wert und p-Wert..... 19
- Tabelle 5: Abhängigkeit der Anzahl Individuen in Allschwilerwald und Sihwald von verschiedenen Faktoren (generalised linear mixed-effects model mit Punkttaxierung innerhalb von Paaren als random factors). Nicht signifikante Interaktionen wurden aus dem Modell entfernt (Interaktion zwischen dem Datum und den Punkten). Signifikante p-Werte sind grau hervorgehoben. Angegeben sind der Schätzwert, Std.-Fehler, z-Wert und p-Wert. .... 20
-

## Anhang

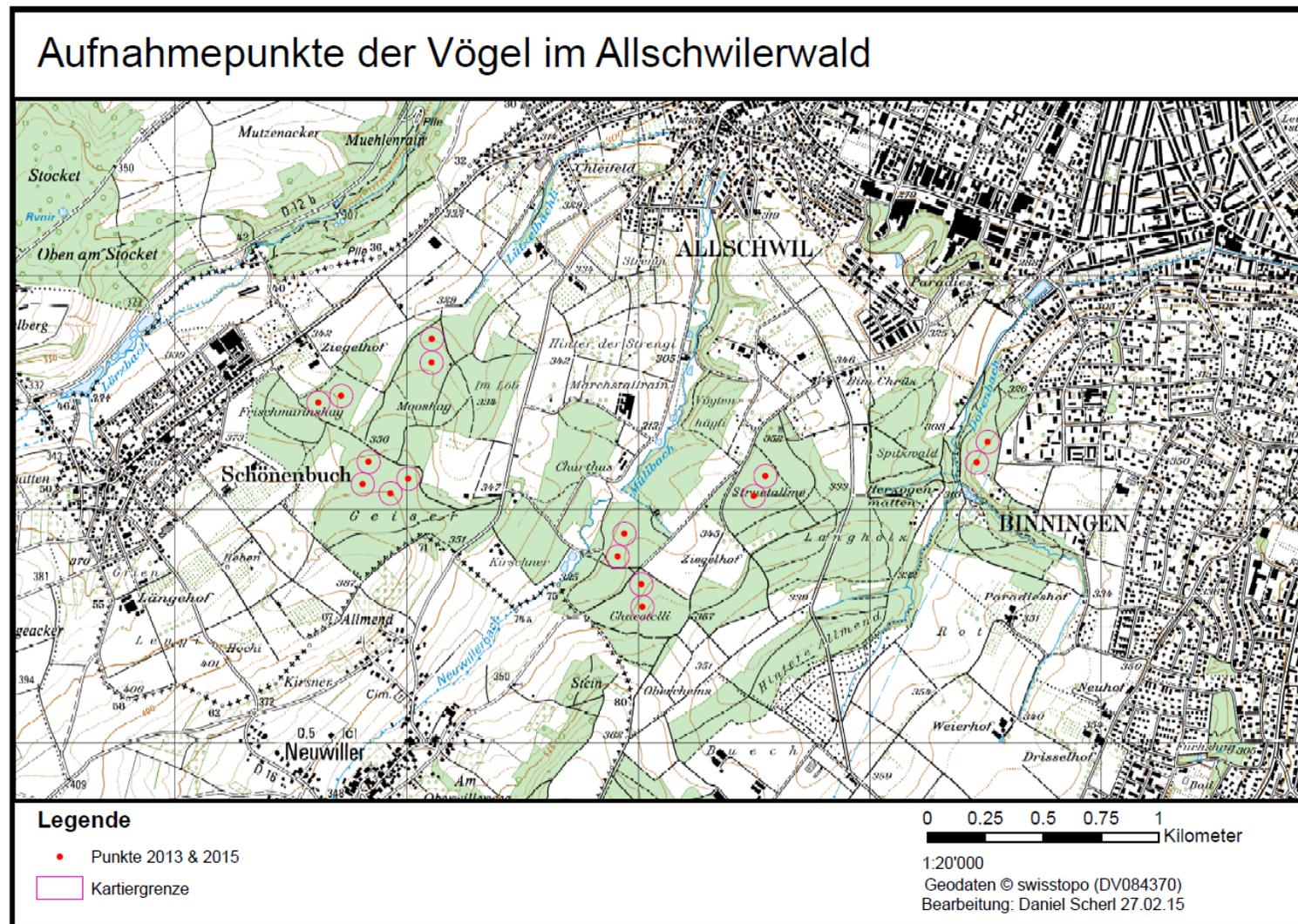
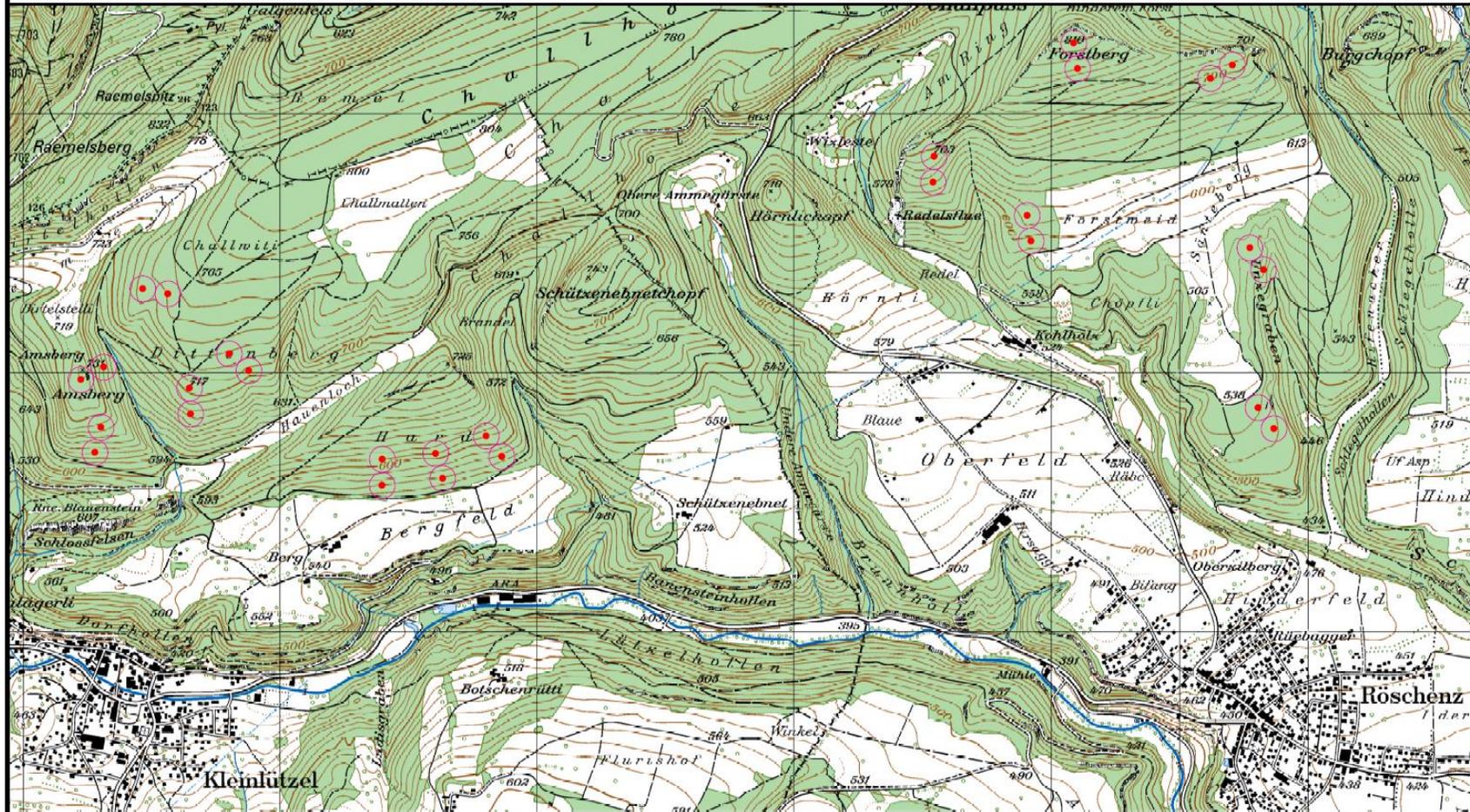


Abbildung 4: Karte mit den Aufnahmepunkten im Allschwilerwald

### Aufnahmepunkte der Vögel im Wald bei Laufen



### Legende

- Punkte 2015
- Kartiergrenze



1:20'000

Geodaten © swisstopo (DV084370)  
Bearbeitung: Daniel Scherl 27.02.15

Abbildung 5: Karte mit den Aufnahmepunkten im Wald bei Laufen

# Aufnahmepunkte der Vögel im Sihlwald

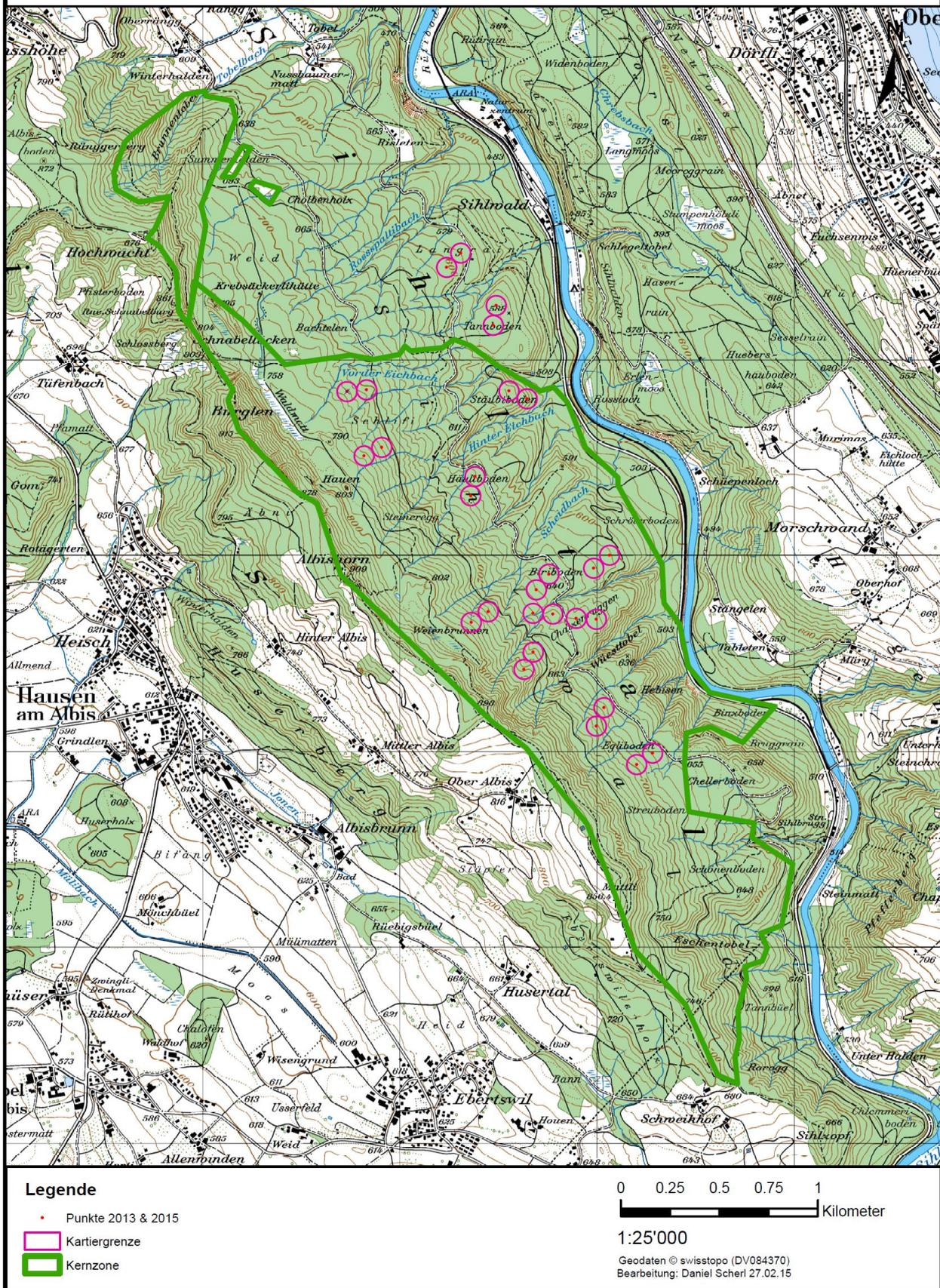
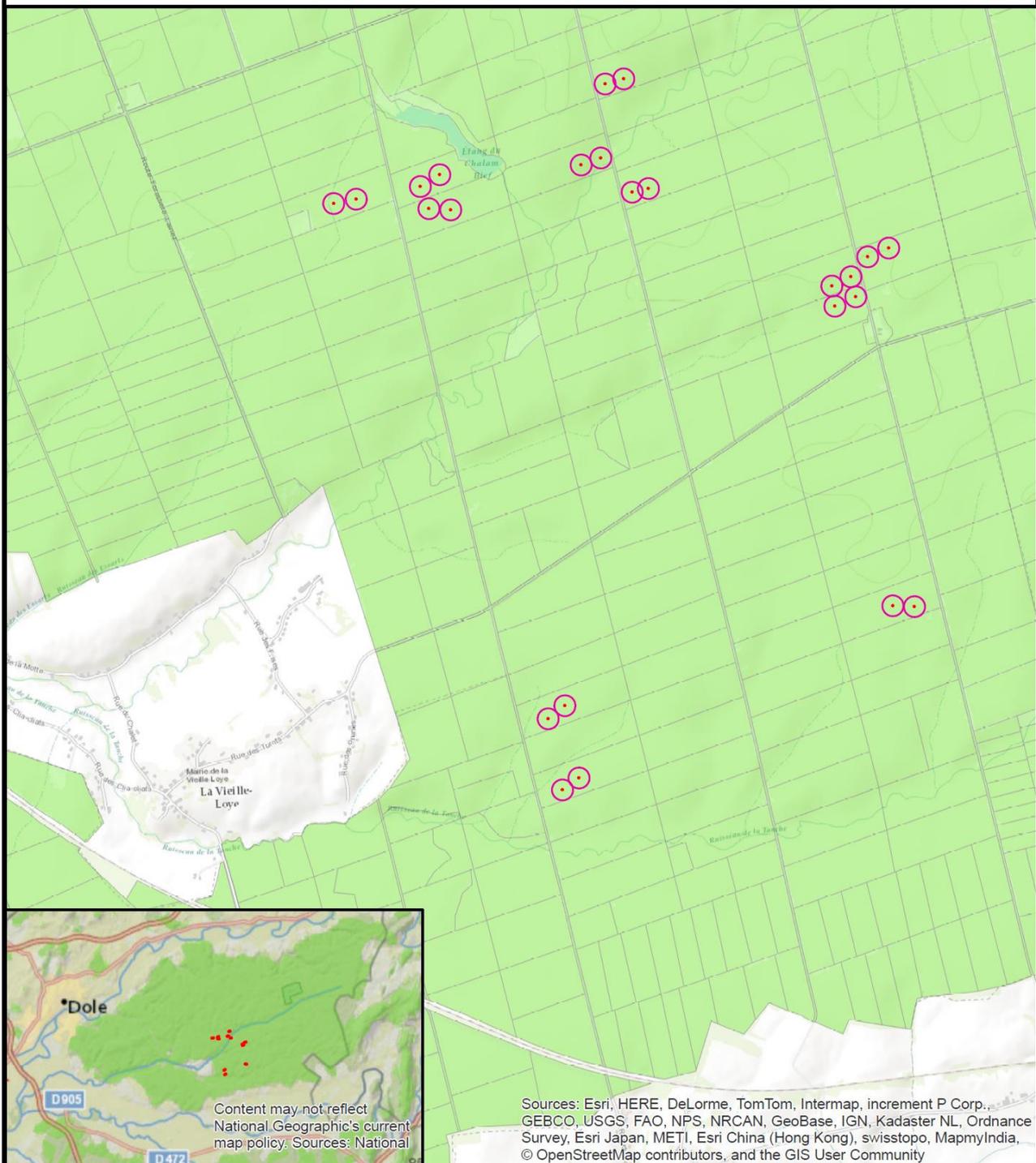


Abbildung 6: Karte mit den Aufnahmepunkten im Sihlwald

# Aufnahmepunkte der Vögel im Forêt de Chaux



## Legende

- Punkte 2015
- Kartiergrenze

0 0.25 0.5 0.75 1  
Kilometer

1:25'000

L'ONF Office National de Forêt de Chaux  
Bearbeitung: Daniel Scherl 07.09.15

Abbildung 7: Karte mit den Aufnahmepunkten im Forêt de Chaux

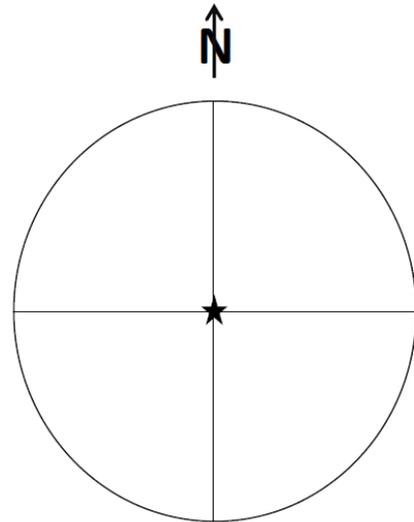
**Point-Counts 2013 & 2015**

**Site:**                      **Date:**                      **Weather:**

---

Point Nr.                      Time:                      People:  
 BUF, SID, MID, AMS, MÖG, KOM, TAM, BLM, WIG, SOG, WAB, GAB, ZIZ, RIT, BSP, SSP, ROK, ZAK

Nr.	Species	Distance [m]	Comments
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
11			
12			
13			
14			
15			
16			
17			
18			
19			
20			



Point Nr.                      Time:                      People:  
 BUF, SID, MID, AMS, MÖG, KOM, TAM, BLM, WIG, SOG, WAB, GAB, ZIZ, RIT, BSP, SSP, ROK, ZAK

Nr.	Species	Distance [m]	Comments
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
11			
12			
13			
14			
15			
16			
17			
18			
19			
20			

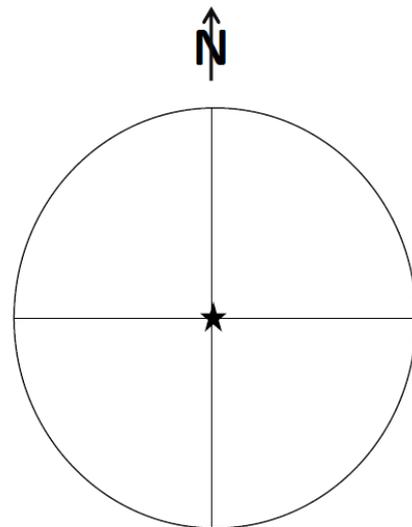


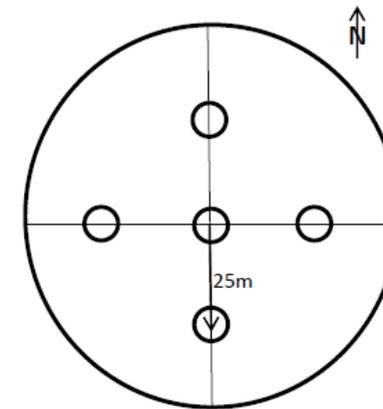
Abbildung 8: Feldaufnahmeformular für die Kartierung der Punkttaxierungen

---

**Habitat-Mapping 2013 & 2015**

Site: \_\_\_\_\_ Date: \_\_\_\_\_

Nb.	Kronenschluss %	Bodenvegetation % (2x2)	Strauchschicht % (3x3)	Comments
1 (center)				
2 (N)				
3 (E)				
4 (S)				
5 (W)				



 	Size 5-20cm					20-50cm					>50cm					Comments
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
Fagus																
Quercus																
Picea (coniferous)																
Others (leaf only)																
Dead wood																

Abbildung 9: Feldaufnahmeformular für die Kartierung des Habitats