

Monitoring der Huftierdichte mit REM und FDS als Grundlage des Wald-Wild-Managements



**Schlussbericht Projekt WHFF 2018.07
Version 1.0 November 2020**

Lorenzo Manghi und Urs Rutishauser

**Dieses Projekt wird unterstützt durch den
Fonds zur Förderung der Wald- und Holzforschung WHFF**

Impressum

Projektleitung:

Lorenzo Manghi, IWA – Wald und Landschaft AG
Urs Rutishauser, IWA – Wald und Landschaft AG

Mitarbeitende Feldaufnahmen:

Erich Good, Abt. Wald, ALN, Kanton Zürich
Matthias Luchsinger, Abt. Wald, ALN, Kanton Zürich
Rudolf Schweizer, Jagdrevier Liestal
Beat Joray, Jagdrevier Liesberg
Raphael Neuenschwander, Zivildienstleistender, Amt für Wald beider Basel
Forstrevier Elgg – Hagenbuch – Schlatt
Forstrevier Hardwald Umgebung
Forstrevier Bülach – Höri – Hochfelden
Aufnahmeequipen für die Verjüngungskontrollen im Kanton Basel-Landschaft und im Kanton Zürich

Begleitgruppenmitglieder der Untersuchungsgebiete:

Erich Good, Abt. Wald, Amt für Landschaft und Natur, Kanton Zürich
Res Guggisberg, Forstkreis 2, Abt. Wald, Amt für Landschaft und Natur, Kanton Zürich
Stefan Rechberger, Forstkreis 6, Abt. Wald, Amt für Landschaft und Natur, Kanton Zürich
Hanspeter Reifler, Forstkreis 4, Abt. Wald, Amt für Landschaft und Natur, Kanton Zürich
Holger Stockhaus, Fachstelle Jagd und Fischerei, Amt für Wald beider Basel
Gabriel Sutter, Fachstelle Jagd und Fischerei, Amt für Wald beider Basel
Jürg Zinggeler, Fischerei und Jagdverwaltung, Amt für Landschaft und Natur, Kanton Zürich

Projektpartner und Finanzierung:

Bundesamt für Umwelt BAFU, Fonds zur Förderung der Wald- und Holzforschung WHFF
Kanton Zürich, Amt für Landschaft und Natur, Abteilung Wald
Kanton Basel-Landschaft, Amt für Wald beider Basel

Elgg, November 2020

INHALT

Inhalt	3
ZUSAMMENFASSUNG.....	5
EINLEITUNG	8
Anlass.....	8
Das Monitoring von Huftieren.....	8
Die auf Fotofallen basierenden Methoden	9
Das Random Encounter Model REM.....	10
Das Distance Sampling mit Fotofallen FDS	11
Einfluss von Huftieren auf den Wald und Management Problematik.....	12
VORGEHEN	13
ZIELE	13
Versuchsphase 1	13
Versuchsphase 2	14
METHODEN	15
Phase 1	15
Untersuchungsgebiet ZH 1 - Guegenhard	15
Untersuchungsstrategie von Phase 1	15
Phase 2	22
Untersuchungsgebiete ZH 2-3 & BL 1-2	22
Untersuchungsstrategie von Phase 2	25
ERGEBNISSE	28
PHASE 1: GUEGENHARD (ZH 1).....	28
Artenliste	28
Rehwilddichte	29
Fuchsdichte	35
Dachsdichte.....	38
PHASE 2: HARDWALD (ZH 2) und STRASSBERG (ZH 3).....	39
Beobachtungen und mögliche Dichteberechnungen	39
Rehwilddichte	40
Wildschweindichte.....	47
Fuchsdichte	53
Dachsdichte.....	53
PHASE 2: LIESTAL (BL 1) und LIESBERG (BL 2).....	54
Beobachtungen und mögliche Dichteberechnungen	54
Rehwilddichte	55
Wildschweindichte.....	62
Gämse	67
Fuchsdichte	67
Dachsdichte.....	69
Ermittelte REM und FDS-Parameter in Phase 2	70
Vergleich von Rehdichte und Verbiss	70
Monitoringaufwand: Vergleich zwischen REM und FDS	72
DISKUSSION	74
Populationsdichte (Phase 1 und 2)	74
Verwendung der REM- und FDS-Parameter	75
Präzision der Ergebnisse	79
Monitoringaufwand: Vergleich zwischen REM und FDS	80
Artvorkommen (Phase 1)	80
Einfluss der Verjüngungsphase auf die Rehwilddichte (Phase 1)	81
Limiten der Methoden	81

Beziehung zwischen Dichte und Schaden.....	82
Folgerungen für das Management.....	85
Dank	87
LITERATUR.....	88
Abbildungsverzeichnis	93
Tabellenverzeichnis	95
ANHANG A.....	97
Einstellungen der Fotofalle (Bushnell):	97
Einstellungen der Fotofalle (Cuddeback):.....	97

ZUSAMMENFASSUNG

Das adaptive Management ist eines der geeignetsten Instrumente bei der Bewirtschaftung der Waldbestände. Dieser Ansatz erfordert die Zusammenarbeit von verschiedenen Interessengruppen (Förster, Jäger, Waldbesitzer, öffentliche Verwaltungen etc.). Dabei werden die zu erreichenden Ziele, Steuerungsmassnahmen und Monitoringmethoden ermittelt und falls nötig mit neuen Interventionen korrigiert.

Einer der wichtigsten Parameter, der bei dieser Art von Waldbewirtschaftung zu berücksichtigen ist, ist die Dichte und Zusammensetzung wildlebender Huftierpopulationen. Gegenüber einfacheren Methoden, wie die Erhebung von relativen Häufigkeitsindizes, die ohne Kalibration nur den relativen Trend der Population aufzeigen können, stehen Methoden zur Verfügung, die die Möglichkeit bieten, absolute Zahlen der Wildtierbestände und die Variabilität der Ergebnisse zu schätzen. Unter diesen Methoden haben sich in jüngster Zeit das Random Encounter Model (REM) und das Distance Sampling mit Fotofallen (FDS) etabliert. Mit unserem Projekt wollten wir diese neuen Methoden in einem repräsentativen ökologischen Kontext des Schweizer Mittellandes und des Juras testen, um die Ergebnisse im Hinblick auf einen zukünftigen Einbezug und eine Umsetzung in Programmen des Wildtiermanagements zu beurteilen. Die Untersuchung fand in 2 Phasen in 5 verschiedenen Gebieten statt: 3 im Kanton Zürich (Guegenhard, Hardwald, Strassberg) und 2 im Kanton Basel-Landschaft (Liestal und Liesberg). In einer Phase 1 testeten wir die Methoden im Gebiet Guegenhard, um nützliche Informationen für die Optimierung dieser Methoden in der Phase 2 zu erhalten, die in 4 Untersuchungsgebieten (Hardwald, Strassberg, Liestal und Liesberg) erfolgte. Hinsichtlich der in der Phase 2 nachgewiesenen wildlebenden Huftiere (Rehe und Wildschweine) verwendeten wir einen umfassenden Ansatz, indem wir die notwendigen Parameter für die Schätzungen mit REM und FDS im Feld in jedem Untersuchungsgebiet ermittelten. Für die anderen Arten (Fuchs und Dachs) haben wir zur Verringerung des Aufwandes einen vereinfachten Ansatz gewählt, indem wir die Parameter teilweise aus der Bibliographie und den technischen Beschreibungen der Fotofallen entnahmen.

Insgesamt erhielten wir für alle Arten, die gleichzeitig mit den beiden Methoden ermittelt wurden, homogene Schätzungen zwischen REM und FDS, so dass wir keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Dichte-Schätzungen fanden. Beim Rehwild fanden wir Dichten zwischen 10,7 und 28,5 Tiere/km², während bei Wildschweinen die Dichten zwischen 0,2 und 11,9 Tiere/km² schwankten. Die von uns ermittelten Rehichten sind mit den Jagdstatistiken vergleichbar und ziemlich hoch im Vergleich zu den geschätzten Dichten in anderen europäischen Gebieten mit ähnlichen ökologischen Merkmalen.

In den Untersuchungsgebieten mit den höchsten Wildschweindichten (Strassberg, Liestal und Liesberg) waren diese ähnlich hoch wie die höchsten jemals in der Schweiz verzeichneten Dichten. Für Fuchs und Dachs wurde die Dichte auf zwischen 1,8 und 10,9 Exemplare/km² bzw. zwischen 1,4 und 1,9 Exemplare/km² geschätzt.

Insgesamt war die geschätzte Präzision mit dem REM etwas genauer als mit dem FDS. So betrug die durchschnittliche Präzision der Dichte-Schätzungen (Variationskoeffizient CV%) von Rehen, Wildschweinen und Füchsen bei REM ~23%, ~28% bzw. ~17%, während sie bei FDS bei ~27%, ~31% bzw. ~26% lag.

Der Gesamtaufwand für das Monitoring war bei FDS etwas geringer als bei REM, insbesondere wenn nur die Feldarbeit berücksichtigt wird. Das FDS erwies sich auch als leichter vermittelbar in Bezug auf die Feldarbeit und die statistische Datenverarbeitung.

Im Hinblick auf die Optimierung der Methoden konnten wir für jede beobachtete Huftierart einen guten Kompromiss zwischen Präzision der Ergebnisse und Aufwand für die Fotofallen ermitteln. So war es möglich abzuschätzen, wie viele Fallentage in etwa ausreichen, um eine gute Präzision zu erzielen (d.h. ähnlich der Präzision, die bei uns mit maximalem Aufwand erreicht wurde). In Bezug auf Rehe und Wildschweine schätzten wir bei den von uns gemessenen durchschnittlichen Dichten einen guten Kompromiss zwischen Aufwand und Präzision bei 240 bzw. 300 Fallentagen. Diese Durchschnittswerte entsprechen einer durchschnittlichen Verringerung des Aufwands um etwa zwei Drittel, was im Vergleich zu unserem maximalen Aufwand sehr hoch ist.

Was die Parameter von REM und FDS betrifft, so ergaben sich grosse und signifikante Unterschiede zwischen den im Feld gemessenen Werten und den theoretischen Werten, die aus der Bibliographie oder aus den technischen Spezifikationen der Fotofallen entnommen wurden. Insbesondere waren die Werte für die Erfassungsreichweite und den Erfassungswinkel viel niedriger als die theoretischen Werte der Fotofallen. In ähnlicher Weise wurde festgestellt, dass ein anderer kritischer Parameter für das REM, die von uns ermittelte Durchschnittsgeschwindigkeit der Tiere, viel höher war als der Durchschnitt der aus der Bibliographie ermittelbaren Geschwindigkeiten. Diese Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung eines umfassenden Ansatzes bei der Anwendung dieser Dichte-Schätzmethoden.

Ein Limit der Methoden liegt vor, wenn eine unzureichende Anzahl von Beobachtungen gemacht werden kann. Dieses Problem kann besonders relevant sein bei Arten, die in sehr geringen Dichten vorkommen. Unter solchen Umständen ist es notwendig, den Monitoringaufwand erheblich zu erhöhen.

Insgesamt konnten wir das REM und FDS als sehr gute Methoden einstufen. Diese beiden Methoden haben bemerkenswert konsistente Ergebnisse in Bezug auf Dichte, Präzision der Ergebnisse und Arbeitsaufwand geliefert. Daher kann die Entscheidung, eine Methode statt der anderen zu verwenden, je nach spezifischem Forschungsbedarf oder wirtschaftlich-logistischen Möglichkeiten getroffen werden. Wenn etwas präzisere Ergebnisse gewünscht werden, kann das REM die beste Wahl sein. Wenn andererseits ein geringerer Monitoringaufwand oder eine grössere Benutzerfreundlichkeit besonders wichtig sind, kann die Wahl auf das FDS fallen. Ein wichtiges Merkmal von REM und FDS ist die Möglichkeit, alle Arten gleichzeitig zu überwachen. Dies könnte im Hinblick auf die Optimierung des Zeit- und Kostenaufwands für ein Monitoring mehrerer Arten in derselben Umgebung entscheidend sein. Zudem scheinen diese Methoden besonders interessant bei Untersuchungen zu Wildschweinpopulationen zu sein, da es für diese Art kaum Dichte-Schätzungen gibt.

Zu den Zielen unseres Projekts gehörte auch ein einfacher Vergleich zwischen den lokalen Rehdichten und den Verbissraten der wichtigsten Baumarten, die in unseren Untersuchungsgebieten vorkommen. In unserem Vergleich fanden wir keinen positiven Zusammenhang zwischen Rehdichten und Verbissintensität. Dies führte uns zu der Annahme, dass andere Faktoren eine wichtigere Rolle bei der Bestimmung unserer Ergebnisse spielten als die Wilddichte alleine. In diesem Zusammenhang haben wir die Hypothese aufgestellt, dass alternative Nahrungsquellen eine wichtige Rolle bei der Erklärung unserer Ergebnisse gehabt haben könnten, wie in verschiedenen in Europa durchgeführten Studien festgestellt wurde. Insbesondere kann es sein, dass Gebiete mit einem höheren Anteil an Strauch- und Krautschichtvegetation weniger anfällig für Schäden an Bäumen sind. Darüber hinaus vermuten wir, dass andere nahrungsunabhängige Faktoren zu solch ausgeprägten Unterschieden in der Verbissrate geführt haben könnten, wie zum Beispiel anthropogene Störungen.

Aus der Beobachtung, dass es in natürlichen Wäldern selten Probleme mit der Waldverjüngung gibt und die von uns untersuchten Wälder weit von einem Zustand der «Natürlichkeit» entfernt zu sein scheinen, haben wir die Hypothese aufgestellt, dass eine Waldbewirtschaftung, die näher an der natürlichen Dynamik des Waldes liegt, zur Schadensbegrenzung nützlich sein könnte. Erschwerend wirkt, wenn der Weg dahin einen Wechsel zu heute schwach oder gar nicht vertretenen Baumarten, die zudem noch verbissempfindlich sind, erfordert. Das adaptive Management muss auch dafür eine Lösung finden. Ein wichtiger Beitrag könnte dabei durch die Rückkehr natürlicher Raubtiere geleistet werden.

Wir weisen jedoch darauf hin, dass der Vergleich zwischen der Rehwilddichte und den Waldverjüngungsschäden auf einer begrenzten Anzahl von Untersuchungsgebieten durchgeführt wurde, so dass es in naher Zukunft wichtig wäre, diese Anzahl zu erhöhen. Wichtig wäre auch die Durchführung von Studien zur Bewertung der Nahrungsverfügbarkeit, der Störungsquellen und anderer nahrungsunabhängiger Faktoren in den verschiedenen Untersuchungsgebieten. Dieser Ansatz ist wichtig, weil die Beziehung zwischen der Huftierdichte und den Waldschäden aufgrund unzähliger Faktoren, die sie beeinflussen können, sehr komplex ist und die Faktoren ihrerseits von der lokalen Situation abhängig sein können.

Trotz der fehlenden Korrelation zwischen Dichte und Verbiss bleibt die Jagdaktivität besonders wichtig, da wir im Vergleich zu den in Europa in ähnlichen ökologischen Kontexten vorkommenden Dichten von Rehen und Wildschweinen recht hohe Dichten gefunden haben. Daher sollte die Bejagung zusammen mit der Wald- und sonstigen Bewirtschaftung ein wesentlicher Aspekt bleiben, um die vereinbarten Bewirtschaftungsziele zu erreichen.

Zusammenfassend sind wir der Meinung, dass ein adaptives Management des Waldes weiterhin ein wichtiges Instrument zur Festlegung von Bewirtschaftungszielen, zur Bewertung von Interventionen und für das Monitoring der Auswirkungen ist. In diesem Zusammenhang ist es von grundlegender Bedeutung, dass sich alle Stakeholder aktiv an der Problemlösung beteiligen, in dem Bewusstsein, dass es keinen Konflikt zwischen Wildtieren und Wald gibt, sondern zwischen den Interessen verschiedener Kategorien. In unserem Projekt haben wir gute Ergebnisse der Zusammenarbeit bei der Entwicklung und Planung der verschiedenen Projektphasen und bei der Akzeptanz der Ergebnisse erzielt. Wir glauben daher, dass wir eine gute Grundlage für die zukünftige Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen direkt oder indirekt an der Waldbewirtschaftung beteiligten Stakeholder geschaffen haben. In diesem Zusammenhang stellen REM- und FDS-Methoden ein hervorragendes Instrument zum Monitoring der Wildpopulationsdichten dar.

EINLEITUNG

Anlass

Das adaptive Management ist eines der geeignetsten Instrumente bei der Bewirtschaftung der Waldbestände [30]. Dieser Ansatz erfordert die Zusammenarbeit von verschiedenen Interessengruppen (Förster, Jäger, Waldbesitzer, öffentliche Verwaltungen etc.); dabei werden die zu erreichenden Ziele, Steuerungsmassnahmen und Monitoringmethoden ermittelt und falls nötig mit neuen Interventionen korrigiert [31-34]. Ein kooperativer Ansatz ist absolut notwendig [51-45]. Die Faktoren, welche die Dynamik des Waldes beeinflussen können, sind unterschiedlicher Natur und sehr komplex in ihrer Wechselwirkung [32]. Die Komplexität erhöht sich vermutlich aufgrund des Klimawandels, der in naher Zukunft zu schnellen Waldveränderungen führen kann [33]. In diesem Umfeld ist die Bedeutung von Monitorings der wichtigsten Parameter allgemein anerkannt, als wesentliche Wissensbasis bei der Entwicklung geeigneter Management-Strategien.

Das *Bundesamt für Umwelt* erarbeitete mit der Publikation «Wald und Wild – Grundlagen für die Praxis» [50] eine breite Auslegeordnung der Grundlagen, welche in der Schweiz die Entscheidungsträger des Wald-Wild-Managements in der Praxis benötigen. Neben einer Reihe von Grundlagen, die allgemein verfügbar sind, bestehen zwei grundsätzliche Informationsbedürfnisse, die in der Praxis für eine Planungseinheit mit spezifischen Erhebungen gedeckt werden müssen: Erhebungen über den Wildeinfluss auf die Waldverjüngung zum einen, Erhebungen der Schalenwildbestände zum anderen. Bei beiden Erhebungen geht es nicht nur um die Erfassung eines Zustandes, sondern um das mehrjährige Aufzeichnen einer Entwicklung (Langzeitmonitoring).

Zur Beurteilung des Wildeinflusses auf die Waldverjüngung werden in der Schweiz verschiedene Methoden angewendet. Viele Kantone setzen mehrere ein und einige sind daran, neue Methoden zu entwickeln oder zu modifizieren.

Die Methoden zur Wildbestandeserhebung sind in der Schweiz ebenfalls breit gefächert. Sie sind stets mit Unsicherheiten behaftet. In speziellen Projekten und in relativ kleinen Gebieten lassen sich solche Unsicherheiten mit wissenschaftlichen Methoden beheben. Diese sind jedoch sehr aufwändig und teuer. Es wäre ein grosser Fortschritt, wenn künftig günstigere Möglichkeiten zur Verfügung stehen würden, deren Anwendung für unterschiedliche räumliche Skalen und in zeitlichen Wiederholungen praktikabel ist. So könnten für jeweilige Planungseinheiten (Jagdrevier, Jagdbezirk, Waldgebiet, Forstrevier, Waldregion) die Entwicklung der absoluten Wilddichten unter Angabe eines Streuungsmasses über mehrere Jahre dokumentiert werden und in die Massnahmenplanung einfließen.

Das vorliegende Projekt, das auf dem Einsatz von *Techniken für das Monitoring der Huftiere* und auf der *Verwendung von Kamerafallen* basiert, verfolgt dieses Ziel. Ein anderes, breitgefasstes Ziel ist, die Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen Akteuren zu fördern, die direkt oder indirekt mit dem Wald- und dem Wildmanagement betraut sind. Dieser Auftrag wird erreicht durch Information und Vorgespräche in den Untersuchungsgebieten, durch koordinierte Organisation der Aktivitäten, der gemeinsamen Nutzung, der Analyse und der Interpretation von Monitoringergebnissen sowie durch konstruktive Diskussionen über mögliche zukünftige Implementierungen der Methodik in verschiedene Monitoringprogramme, die bereits im Gange sind.

Das Monitoring von Huftieren

Das Problem des Monitoring von Huftieren wird immer wichtiger aufgrund der steigenden Zahl der Populationen, die in den letzten Jahrzehnten in Europa erfasst wurden [42]. Auch wenn die absolute Tierdichte in diesem Zusammenhang einer der grundlegenden Parameter ist, gilt diese bislang als eine der am schwierigsten zu erheben, da keine einfachen Schätzmethode verfügbar sind [48].

Unter den verschiedenen Kategorien von Monitoringmethoden von Huftieren kann man zwei grosse Gruppen identifizieren: Methoden, die relative Indizes (relative Häufigkeit) erzeugen und Techniken, die eine Schätzung der absoluten Dichte liefern [1]. Erstere haben den Vorteil, dass es leichter nutzbare Methoden (kleinerer Aufwand) sind; demnach sind sie geeignet, um umfangreiche und /oder

langfristige Kontrollen durchzuführen [39]. Sie haben aber den grossen Nachteil, dass keine absoluten Dichteschätzungen berechnet werden können, wenn sie nicht auf die Wahrscheinlichkeit der Sichtbarkeit der Tiere kalibriert sind, weshalb nur relative Veränderungen in der Populationsdynamik ermittelt werden können [44]. Eine genaue Analyse der Sichtbarkeit der Tiere erweist sich oft als schwierig [44]. In vielen Fällen ist es durch die Verwendung der Indizes zudem schwierig, eine angemessene Schätzung der statistischen Variabilität (Streuungsmaß) des Resultats zu erbringen [44]. Darüber hinaus wurden die Indizes manchmal mit opportunistischen Erhebungen ermittelt, meist um den Monitoringaufwand zu reduzieren, was eine zusätzliche Quelle von Ungenauigkeiten ist [44].

Hinsichtlich der Indizes gibt es andere Methoden, die als zuverlässiger gelten [44]. Diese bieten absolute Schätzungen der Tierpopulationsdichten mit relativer Schätzung der Variabilität der Ergebnisse an [1]. Das Problem bei diesen Methoden liegt im Allgemeinen in einer grösseren Komplexität, im grossen Aufwand und den hohen Monitoringkosten (z.B. Anforderungen, statistische Analysen etc.). Sie werden deshalb gegenüber den Indizes weniger eingesetzt [1].

Wie kürzlich in der Literatur hervorgehoben, wäre die Integration von einfach anwendbaren Methoden, die auf relativen Bestandesindizes basieren [39], mit anderen, welche direkt die absolute Dichte berechnen, ein optimaler Ansatz im Monitoring der wildlebenden Huftierpopulation [1-52]. Diesem Ansatz folgend nutzt man die Einfachheit und die Anwendbarkeit der Indikatoren durch die Aussagekraft der Methoden, die die absolute Dichte berechnen und die Ergebnisse mit verschiedenen Methoden vergleichen und kalibrieren [1].

Nur wenige Methoden bieten direkt absolute numerische Schätzungen der Populationen an [1]. Zu diesen zählen vor allem das *distance sampling* (DS) [19], Methoden basierend auf *capture-recapture* (z.B. fotografisch, genetisch, etc.) [28] und *pellet group count* [38-27-29]. Alle Methoden haben wesentliche Einschränkungen im Zusammenhang mit geringer Anwendbarkeit in dichten Waldgebieten (*distance sampling* und *capture-recapture*), erheblichem Aufwand und hohen Kosten (*pellet group count* und *capture-recapture*) [42].

In dieser Hinsicht wäre es äusserst wichtig, neue und effiziente Erhebungsmethoden von Tierpopulationen zu testen. Insbesondere sollten Verfahren getestet werden, die absolute Dichteschätzungen ermöglichen und die oben beschriebenen Einschränkungen zu überwinden versuchen, um andere Verfahren zu nutzen, die bereits seit einiger Zeit in der Schweiz bekannt sind [50] oder als Basis für neue Monitoringprotokolle von Jägern, Förstern und Biologen genutzt werden können.

Die auf Fotofallen basierenden Methoden

Die technologische Innovation eröffnet neue Möglichkeiten, um immer präzisere, effizientere Systeme zu erhalten, die realitätsnähere Ergebnisse erzeugen. Die Verwendung von Fotofallen hat sich vor kurzem beim Monitoring der Tierbestände, als Instrument zur Bewertung der Biodiversität auf lokalem und globalem Niveau, etabliert [36]. Die Vorteile wie die Einsatzfähigkeit 24/24h, die Nichtinvasivität, die Eignung Fluchttiere studieren zu können, die Möglichkeit Informationsmaterial (Foto, Video) bereitzustellen und die mittel- bis langfristige Eingrenzung von Kosten und Aufwand überzeugen [2-3]. In diesem Zusammenhang gibt es zwei Methoden der Schätzung der absoluten Populationsdichte der Tiere, die bei den Fotofallen verwendet werden können: das *Random Encounter Model* (REM) [5] und das *Distance Sampling* mit Fotofallen (FDS) [25]. Sowohl das REM, wie auch das FDS stammen aus der Entwicklung der fotografischen *capture-recapture* Technik, die, obwohl robust, ihre klaren Grenzen darin hat, nur bei Arten verwendet werden zu können, die einzeln erkennbare Exemplare haben (z.B. Luchs) [4].

Der besonders innovative Kern des REM und des FDS ist, dass sie bei Tierarten angewendet werden können, die nicht einzeln erkennbare Exemplare haben, wie Wildschweine, Rehe, Hirsche, Gämse etc. und andere kleinere Säugetiere wie Hasen, Füchse etc.. Darüber hinaus ist es möglich, gleichzeitig mit einer beträchtlichen Aufwandseinsparung ein Monitoring von mehreren Arten durchzuführen. Insbesondere scheint die Überwachung der Wildschweine mit diesen Methoden, wegen aktuellem Datenmangel in der Schweiz, besonders interessant zu sein. Unter den spezifischen Eigenschaften

des REM ist auch anzumerken, dass es eine der wenigen Methoden ist, die erlaubt, die Populationen von Huftierarten mit bekannter Dichte (*Whipsnade Wild Animal Park* in England) überprüfen zu können (experimentelle Prüfung der Messgenauigkeit) [5]. Das Modell erlaubt, wie auch das FDS, eine mathematische Berechnung der Abweichungen der erhaltenen Resultate (Schätzung der Präzision) [5-25]. Inzwischen werden zudem Software Programme entwickelt, die durch digitale Eichung der Bilder der Fotofallen die für REM und FDS notwendigen Parameter direkt aus den Fotos extrapolieren können [2]. Dies wird zukünftig den Aufwand und die Kosten drastisch reduzieren, sodass diese Methoden noch leistungsfähiger gegenüber heute werden [2].

Das Random Encounter Model REM

Unsere Literaturrecherche zeigt, dass mit REM weltweit ausgezeichnete Resultate in ca. 30 Forschungsprojekten erzielt werden konnten. Inzwischen gibt es zahlreiche Vergleiche zwischen REM und anderen Monitoringmethoden, die seit Jahrzehnten eingesetzt werden.

Im Nationalpark Golestan im Iran hat das REM analoge Resultate wie mit dem *pellet group count* (PGC) in der Schätzung von kaspischem Rotwild (*Cervus elaphus maral*) hervorgebracht [6]. Ausserdem wurde es erfolgreich in der Schätzung der Populationsdichte von Wildschweinen (*Sus scrofa*) gebraucht [7]. Im Vergleich mit dem *pellet group count* hat REM genaue Schätzungen der Populationsdichte der Bawean-Hirsche (*Axis kuhlii*) geboten, die auf einer kleinen Insel in der Nähe von Java leben [8-88]. Im gleichen Reservat wurde erfolgreich mit REM eine Schätzung der seltensten und gefährdetsten Wildschweinpopulationen (*Sus blouchi*) in Java gemacht [9-88]. Immer wieder wurde auch das Wildschwein (*Sus scrofa*) in einigen Jagdgebieten in Norddeutschland mit verschiedenen Methoden überwacht [10]. Dabei ist die Anwendbarkeit von REM, auch bei niedriger Artendichte hervorzuheben [10].

Auch in fünf Waldreservaten im Süden Englands wurde das Wildschwein im Vergleich zu den relativen Abundanzindizes erfolgreich geschätzt [78]. Zero et al. haben in einer Studie über die Grèvy-Zebbras (*Equus grevyi*) in Kenia die Effizienz und Präzision von REM bezüglich DS und der fotografischen Technik von *capture-recapture* (Fang-Wiederfang) belegen können, dabei ist die mögliche Anwendbarkeit der Methode auf viele andere Tierarten hervorzuheben [4]. In zwei Studien über den Tapir (*Tapirus bairdii*) im Süden von Mexiko hat REM die gleiche Dichte ergeben, wie man über die Art schon wusste [11-20]. Dies zeigt, wie diese Technik besonders geeignet ist für die Überwachung von schwer erfassbaren Tierarten [11-20].

In einer in der Toskana (Italien) durchgeführten Studie verglich Marcon REM mit der Jagd und der PGC bei der Schätzung der lokalen Rehpopulation (*Capreolus capreolus*). Dabei wurde festgestellt, dass REM die beste Kompromissmethode zwischen Zuverlässigkeit und Präzision der Ergebnisse und Überwachungsaufwand darstellt [77]. Bei einem anderen in Kanada durchgeführten Vergleich in der Schätzung der amerikanischen Schwarzbärenpopulation (*Ursus americanus*) des Forillon-Nationalparks ist das REM die beste Methode hinsichtlich Präzision der Ergebnisse und Überwachungsaufwand im Vergleich zu der Methode des *capture-recapture* und des SPA [74].

Gray hat in einer neuen Studie über eine Population von Kleinkantschil (*Tragulus kanchil*) in Kambodscha, der weltweit kleinsten Huftierart, aufgezeigt, dass REM auch in stark bewaldeten Gebieten, wo andere Methoden wie DS schlecht anwendbar sind, geeignet ist zur Dichteschätzung von Huftieren [53].

REM wurde zudem erfolgreich angewendet bei der Erhebung der Populationsdichte von Rotnackenvallaby (*Notamacropus rufogriseus*), einer exotischen Art im Biosphärenreservat der Insel Man [54], bei der Erhebung von Elefanten (*Loxodonta cyclotis*) in Gabun [94], sowie bei einer Studie über die Wildkatzenpopulation (*Felis silvestris*) [12] und über Baummarder (*Martes martes*) in Italien [13]. Auch wenn in einer anderen Studie über Baummarder, welche auch in Italien durchgeführt wurde, Zweifel an der Anwendbarkeit von REM, aufgrund des territorialen Verhaltens der Art, entstanden sind [14]. REM hat in wenig anderen Fällen statistisch unterschiedliche Resultate in Bezug auf andere Referenzmethoden hervorgebracht. Cusack et al. haben in einer Studie über den Löwen (*Panthera leo*) im Serengeti Nationalpark, die mit Fotofallen aber nicht mit REM erfolgte, eine zu hohe Dichte im Vergleich mit den bekannten Daten aus dem Park erhalten [15]. Greift man, um den systematischen

Fehler zu reduzieren, nach dem Zufallsprinzip die Daten heraus, konnten realistische Ergebnisse erhalten werden. Aufgrund dieser Resultate unterstrichen die Autoren die Bedeutung der Einhaltung der REM-Anforderungen [5-37], um zuverlässige Ergebnisse zu erhalten [15]. In einer Studie über den irischen Hasen (*Lepus timidus hibernicus*) und über den europäischen Hasen (*Lepus europaeus*) in Irland sind Caravaggi et al., obwohl Unterschiede in den Ergebnissen zwischen REM und DS festgestellt wurden, zum Schluss gekommen, dass beide Techniken für die Überwachung der Hasenpopulation geeignet sind [16]. Die Autoren haben die Unterschiede mit einer von ihnen angenommenen Strategie der Probennahme erklärt, welche nicht ganz den Anforderungen von REM entspricht [16]. Darüber hinaus wurde REM zur Schätzung der Verfügbarkeit von Beutetieren des Amur-Tigers (*Panthera tigris altaica*) und des Amur-Leoparden (*Panthera pardus orientalis*) in China [60], des Tigers (*Panthera tigris*) in Kambodscha [93], des Luchses (*Lynx lynx*) [61] und des Wolfs (*Canis lupus*) [89] in der Türkei verwendet.

Es wurden auch bedeutende Unterschiede zwischen REM und DS in der Ermittlung der Populationsdichte der Harvey-Ducker (*Cephalophus harveyi*) in Tansania festgestellt [17]. Man kann nicht beurteilen, welche der zwei Techniken genauere Ergebnisse ermittelt. So könnte ein mögliches Problem in der Verwendung der REM-Formel liegen, deren Parameter nicht gemäss den bestimmten Anforderungen erfasst, sondern aus allometrischen Daten entnommen wurden [17]. In einem Vergleich zwischen REM und DS bei der Schätzung der Dichte des Rehs (*Capreolus capreolus*) in Hessen (Deutschland) zeigte sich eine deutliche Unterschätzung der von DS erzeugten Dichten, während das REM Dichten lieferte, die mit den bereits als plausibel angesehenen Dichten für europäische Wälder mit ähnlichen Merkmalen übereinstimmten [90].

Vor kurzem wurden anhand von Computersimulationen und basierend auf realen Parametern einer Wildschweinpopulation (*Sus scrofa*) im Wald von Dean (England) die mit REM und mit DS berechneten Dichten verglichen. Chauvenet et al. haben mit DS eine höhere Genauigkeit und eine geringere Empfindlichkeit gegenüber der Herdengrösse im Vergleich mit REM festgestellt und kommen zum Schluss, dass beide Methoden eine angemessene Schätzung der Populationsdichte liefern [41]. In einem interessanten Vergleich zwischen REM und PGC zur Bestandesschätzung von Huftieren mit geringer Populationsdichte in der Provinz Jörnåsholvön in Schweden, haben Pfeffer et al. ähnliche Dichten bei Elchen (*Alces alces*) erhoben [55]. Bei den Rehen (*Capreolus capreolus*) hingegen führte das PGC zu einer Unterschätzung der Populationsdichte, was wahrscheinlich auf Schwierigkeiten bei der Erkennung der *pellet* zurückzuführen ist. Die Forscher kommen zum Schluss, dass die Erhebung mit Fotofallen eine geeignete Alternative zu den traditionellen Methoden darstellt, und empfehlen, diese Methode vor allem auch in Gebieten mit mehreren Huftierarten anzuwenden [55]. Rehe (*Capreolus capreolus*) wurden auch in Bulgarien mit REM und zwei anderen Methoden (direkte Beobachtungen und Spurentaxation im Schnee) untersucht. Die Forscher kommen zum Schluss, dass die drei Methoden ähnliche Schätzungen bieten und dass zur Verbesserung der Zuverlässigkeit der Schätzung der Durchschnitt der Ergebnisse mehrerer Überwachungstechniken ermittelt werden sollte [95].

Zusammenfassend wurde das enorme Potenzial von REM in einer Studie gezeigt, welche im Nationalpark Iguaçu in Brasilien geführt wurde, und wo es möglich war, gleichzeitig die Populationsdichte von gut 17 Säugetierarten im Park zu untersuchen [18]. Daten, die mit anderen Monitoringmethoden schwierig zu ermitteln wären, insbesondere in Bezug auf Kosten und Aufwand [18].

Das Distance Sampling mit Fotofallen FDS

Die FDS-Methode ist vor kurzem als Erneuerung der traditionellen DS erschienen mit der Änderung, dass die Beobachter, die normalerweise die Tiere von den Beobachtungsstationen aus erfassen, durch Kamerafallen ersetzt werden [25]. Die Technik, die vielversprechende Ergebnisse hervorbringt, wurde anhand einer kleinen Hirschartpopulation von Maxwell-Duckern (*Philantomba maxwellii*) [25] und einer Population von Westafrikanische Schimpansen (*Pan troglodytes verus*) der Elfenbeinküste getestet [91].

Diese Methode, obwohl nicht häufig eingesetzt, ist besonders interessant, weil sie auf einer konzeptionellen und statistischen Grundlage getestet wurde, die schon seit Jahrzehnten besteht (DS) [19]. Die dafür speziell entwickelte Software ist bereits verfügbar [43] und die Methode ist vollständig kompatibel mit der REM-Methode.

Einfluss von Huftieren auf den Wald und Management Problematik

Nach dem Anstieg der Zahl der wilden Huftierpopulationen in Europa in den letzten Jahrzehnten [42-35-104] wurde eine wachsende Debatte über das Management von wilden Huftierpopulationen von mehreren direkt oder indirekt an der Waldbewirtschaftung beteiligten Akteuren geführt [105]. Diese Debatte wird durch die Tatsache angeheizt, dass solche Populationen potenziell einen grossen Einfluss auf Wälder haben können, die Ramirez et al. als negativ, positiv oder neutral kategorisiert haben [106].

Unter den als negativ betrachteten Effekten können Huftiere die Verjüngung [107-35-126], die Waldstruktur [108-109-126] und die Waldfunktion [110] negativ beeinflussen. Eine der Hauptaktivitäten, die sich auf den Wald auswirken können, ist der Verbiss. Zum Beispiel kann eine hohe Verbissintensität an Baumkeimlingen deren Dichte derart reduzieren, dass die natürliche Regeneration des Waldes erschwert wird [111-35]. Ebenso kann ein bevorzugter Verbiss von einzelnen Arten zu einer Veränderung der Mischung des Waldes zugunsten weniger schmackhafter Arten führen [108-112], wodurch sich möglicherweise auch die Schutzfunktion des Waldes (Bodenschutz, Lawinenschutz etc.) langfristig verändern kann [110].

Andererseits können wilde Huftiere auch positive Auswirkungen haben [113]. Insbesondere können sie die Vielfalt und den wirtschaftlichen Wert des Waldes erhöhen [105], indem sie die Ausbreitung unerwünschter Arten reduzieren [105], und sie können auch die Keimbedingungen des Saatguts verbessern [117-126].

In mehreren Untersuchungen, in denen eine aus Sicht der Waldbewirtschaftung negative Auswirkung von Verbiss auf den Wald nachgewiesen wurde, wurde die Bedeutung der Populationsdichte von wilden Huftieren als bestimmenden Faktor für Schäden hervorgehoben [114-104]. In verschiedenen Studien, in denen die Art der Beziehung zwischen Dichte und Schaden untersucht wurde, scheint diese komplexer zu sein als eine einfache positive lineare Beziehung [110-118-122]. So scheint der Schaden ab einer gewissen Dichte überproportional anzusteigen [104-106]. Andere Autoren haben darauf hingewiesen, dass die Komplexität der Wechselwirkungen zwischen biotischen und abiotischen Faktoren, die die Walddynamik beeinflussen können, sehr hoch sein kann [105-110], sodass die Schäden nicht einfach durch hohe Dichten von wilden Huftieren erklärt werden können [115-122]. Darüber hinaus können, selbst wenn ein allgemein positiver Zusammenhang zwischen Dichte und Schaden besteht, Bereiche mit ähnlicher Dichte, aber signifikant unterschiedlichen Schäden beobachtet werden [116].

Diese Beobachtungen legen nahe, dass andere Faktoren bei der Bestimmung der Waldschäden eine so wichtige Rolle spielen können, dass mehrere Autoren argumentieren, dass die Dichte an sich weder der einzige noch der wichtigste Faktor ist, der die Waldschäden beeinflusst [32-115].

In diesem Zusammenhang haben wir in unserem Forschungsprojekt die Gelegenheit genutzt, die Daten über die Huftierdichte in den verschiedenen Untersuchungsgebieten mit den entsprechenden Daten über den Verbiss in den gleichen Gebieten zu vergleichen, um so eine mögliche positive Korrelation zwischen Dichte und Schäden zu überprüfen.

VORGEHEN

Das Projekt wurde in zwei Phasen gegliedert. Die 1. Phase mit einer Dauer von circa 5 Monaten bestand aus einer intensiven Untersuchung des REM und des FDS in einem rund 255 ha grossen Waldgebiet in der Gemeinde Elgg (Kanton Zürich-Abb. 1). Die 2. Phase mit einer Dauer von 3 Monaten sah eine Untersuchung in vier Untersuchungsgebieten in den Kantonen Zürich und Basel-Landschaft vor (Abb. 1).

In allen Gebieten stand das Rehwild im Zentrum der untersuchten Huftierarten, auch wenn weitere interessante Arten (Gämsen und/oder Wildschweine) vorkommen. Das Hauptziel dieses Vorgehens war ein gezielter Test der Methoden in der 1. Phase, um deren Anwendbarkeit in der 2. Phase einschätzen und optimieren zu können.

Mit Abschluss der 2. Phase war es möglich, die Resultate der Dichteschätzungen in ausgedehnten Gebieten mit unterschiedlichen ökologischen Situationen gesamthaft zu beurteilen und eine repräsentativere Einschätzung der Anwendbarkeit und der Kosten auf kommunaler, regionaler und kantonaler Skala zu erhalten.

Gleichzeitig wurde der Wildeinfluss auf die Waldverjüngung erhoben (Verjüngungskontrolle), um diesen in Funktion der Huftierdichte zwischen den Gebieten vergleichen zu können.

ZIELE

VERSUCHSPHASE 1

Hauptziel der 1. Phase war, abzuschätzen welche Methode (REM oder FDS) eine bessere Leistung aufweist und wie diese für die 2. Phase implementiert werden kann. Die so erhobenen Informationen waren wichtig um den Aufwand und die Kosten der Erhebungsmethode für die 2. Phase zu optimieren.

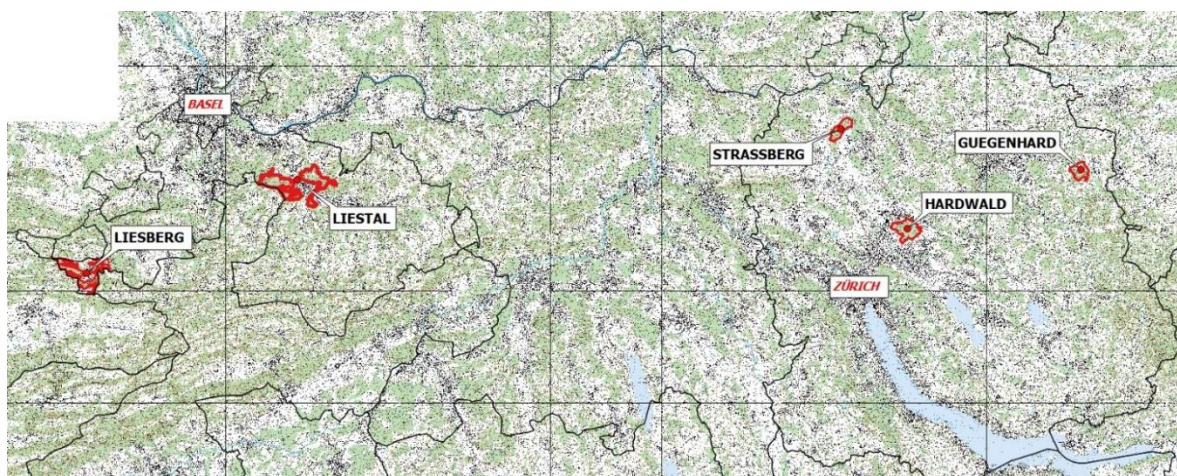


Abbildung 1: Lokalisierung der Untersuchungsgebiete. Guegenhard, Hardwald, Strassberg (Kanton Zürich) und Liestal, Liesberg (Kanton Basel-Landschaft).

Zudem wurde der Wildeinfluss auf die Waldverjüngung erhoben.

Die Einzelziele der 1. Phase waren:

1. Erstellung einer Liste aller vorhandenen Tierarten (Anwesenheit/Abwesenheit).
2. Berechnung der Dichte (Mittelwert mit Vertrauensintervall) von wildlebenden Huftieren, insbesondere von Reh- und Schwarzwild und möglichen anderen erfassten Huftierarten mit REM und FDS, gesamthaft und für zwei unterschiedene Lebensräume (Wald ausserhalb Verjüngungsphase AW und Wald in Verjüngungsphase JW). Berechnung der gesamten Dichte anderer Säugetiere, welche möglicherweise fotografiert wurden wie Füchse, Dachse etc. mit REM.
3. Bewertung der Anwendbarkeit von REM und FDS für alle fotografierten Huftierarten. Festlegung der für die 2. Phase anzuwendenden Methode aufgrund der Zuverlässigkeit, der Variabilität der Resultate und des Aufwands.
 - Auswahl der zu untersuchenden Arten.
 - Beurteilen, ob für die 2. Phase eine Auswertung der Dichte pro Habitattyp sinnvoll ist. Gegebenenfalls festlegen, ob die gleichen oder andere Habitattypen als in der 1. Phase untersucht werden sollen.
 - Beurteilen nach welchem Verfahren die notwendigen Parameter erhoben werden sollen zur Berechnung der Dichte von REM und FDS.
 - Bewertung der Anzahl Fotofallen und der Anwendungszeit in Bezug auf die Qualität und Variabilität der Resultate (Auswertung der Präzision und Optimierung der Technik), um praktische Angaben zu erhalten, wie viele Kamerafallen zu verwenden sind, wie lange und wie sie verwendet werden müssen.
4. Schätzung der Verbissintensität pro Baumart und Vergleich mit den relativen Wilddichten.
5. Förderung der Zusammenarbeit zwischen allen Interessengruppen durch Einbezug in Aktivitäten, Austausch sowie Auswertung der Resultate der REM und der FDS Techniken.

VERSUCHSPHASE 2

Das Hauptziel der 2. Phase war die Schätzung der Anwendbarkeit, des Aufwands und der Kosten der gewählten Monitoringmethode auf kommunaler, regionaler und kantonaler Skala. Zudem wurden die Verbisschäden in Funktion der Huftierdichte untersucht.

Die Ziele waren im Einzelnen die Folgenden:

1. Berechnung der Dichte der ausgewählten Wildtierarten (Mittelwert mit Vertrauensintervall).
2. Berechnung der Dichte weiterer wildlebender Huftierarten, die in der 1. Phase nicht erhoben wurden, sofern vereinbar mit dem Aufwand für das Monitoring.
3. Schätzung der Anwendbarkeit der gewählten Monitoring Methode auf kommunaler, regionaler oder kantonaler Skala. Schätzung des Aufwands und der Kosten. Entwicklung einer Untersuchungsanleitung.
4. Vergleich von Verbisschäden bei den untersuchten Baumarten in Funktion der Huftierdichte der für die Schäden verantwortlichen Arten.
5. Förderung der Zusammenarbeit zwischen allen Interessengruppen, durch Einbezug in Aktivitäten, Austausch sowie Auswertung der Resultate der beiden Monitoring Methoden.

METHODEN

PHASE 1

Untersuchungsgebiet ZH 1 - Guegenhard

Die Untersuchung fand östlich von Winterthur in der Gemeinde Elgg (Kanton Zürich) statt (Abb. 1). Die Gemeinde ist von Wäldern (41%), Landwirtschaftszonen (42%) und Siedlungen (17%) geprägt. Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich über das Wald- und Jagdgebiet Guegenhard mit einer Fläche von 255 ha Wald und einer Höhenlage von 500 bis 700 m ü. M. und war etwas kleiner als das Jagdgebiet (282 ha).

Standörtlich überwiegen submontane und untermontane mittlere Buchenwälder auf Böden der Oberen Süsswassermolasse und letzteiszeitlichen Moränen. Die aktuellen Waldbestände weisen bezüglich Nadelbaumanteil (v.a. Fichte, Tanne) und Laubbaumanteil (v.a. Buche, Bergahorn, Esche) ein ausgeglichenes Verhältnis auf. Im Gebiet ist das ausgeprägte Vorhandensein sowohl von Rehen (*Capreolus capreolus*), Wildschweinen (*Sus scrofa*) wie auch, vermutlich in niedriger Dichte und sporadisch, von Gämsen (*Rupicapra rupicapra*) und Hirschen (*Cervus elaphus*), bestätigt worden. Zu den vorkommenden wichtigsten weiteren Arten gehören Hasen (*Lepus europaeus*), Füchse (*Vulpes vulpes*), Dachse (*Meles meles*), Steinmarder (*Martes foina*), Baumarder (*Martes martes*) und Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*) [135].

Untersuchungsstrategie von Phase 1

Die Kameras wurden für den Methodentest (REM & FDS) an den gleichen Stellen aufgestellt, an denen die Verjüngungskontrolle (VJK) stattfindet. Es wurde entschieden, die Stationen nicht in einem repräsentativen Bereich (Indikatorfläche) anzulegen, wie in der von Rüegg et al. beschriebenen Methode [57], sondern sie anhand eines über das Untersuchungsgebiet gelegten Rasters auszuwählen [40].

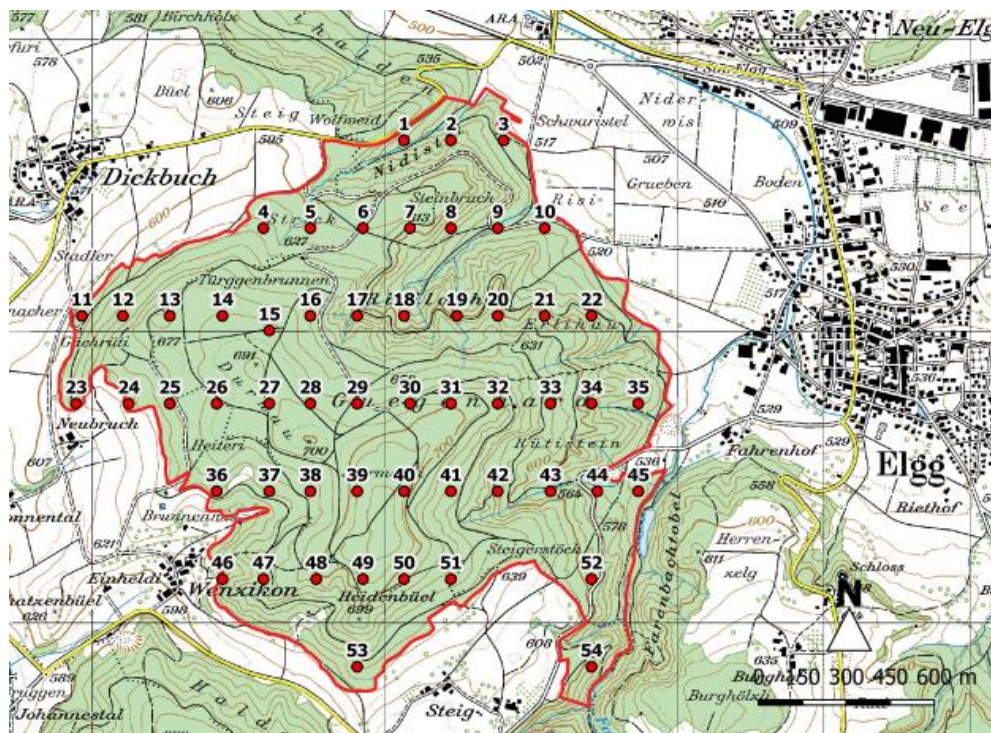


Abbildung 2: Lokalisierung der im REM & FDS-Monitoring verwendeten Totalstationen im Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).

Dabei wurde das bestehende kantonale Stichprobennetz für Waldinventuren (KSP-Raster des Kantonsforstinventars KFI) genutzt [86]. Im Original weist dieses ein rechteckiges Maschennetz von 80 x 300 m auf [86]. In unserem Monitoring haben wir auf der Ost-West-Achse nur jeden zweiten Punkt ausgewählt. Damit konnte ein Netz von 54 Stationen mit Distanzen von 160 Meter auf der Ost-West-Achse und 300 Meter auf der Nordachse eingerichtet werden (Abb. 2). Im September 2018 wurden die Stichprobenpunkte vor Ort durch Mitarbeiter der Abteilung Wald des Kantons Zürich anhand der verfügbaren Informationen (digitale Datenbank), einem GPS und der noch vorhandenen KFI-Markierungen identifiziert. Nach dem Auffinden des KFI-Probeflächenzentrums wurden die tatsächlichen Punkte der Verjüngungskontrolle festgelegt. Diese wurden mit einem Abstand von 10 Metern in Westrichtung (Azimut 270°) verschoben, oder wenn dies ungeeignet war (Waldstrasse, Offenland, etc.) mit gleichem Abstand in Ostrichtung (Azimut 90°). Die VJK-Zentren wurden mit einem farbigen Pfahl markiert, um sie leichter wieder aufzufinden. (Die Aufnahmen für die VJK fanden im April 2019 statt.)

Für jeden Punkt wurden die Grunddaten wie Datum, X-/Y-Koordinaten und Stationsnummer, sowie die Merkmale der Waldstruktur in einem Umkreis von 20 Metern erfasst. Die Merkmals-Definitionen wurden übernommen vom Schweizerischen Landesforstinventar LFI 4 [87]. Bei der Analyse der Waldstrukturmerkmale wurden zwei verschiedene Lebensräume identifiziert: Wald in Verjüngungsphase (JW wie Jungwald) und Wald ausserhalb Verjüngungsphase (AW wie Altwald; Tabelle 1). Dem JW-Habitat wurden die Stationen zugewiesen, die durch einen hohen Deckungsgrad (DG \geq 50%) an jungen Baumarten im Bereich von 0,1 m Höhe bis zu einem Brusthöhendurchmesser von 12cm gekennzeichnet sind, oder die einen hohen Deckungsgrad der Strauchschicht (DG \geq 50%) aufweisen. Stationen, welche keines der beiden Kriterien erfüllen wurden dem AW-Habitat zugeteilt.

Merkmale	Wald in Verjüngungsphase	Wald ausserhalb Verjüngungsphase
	(JW)	(AW)
Deckungsgrad der Verjüngung (0.1m - BHD <12cm)	51 - 100%	0 - 50%
	Oder	Und
Deckungsgrad der Strauchschicht (0.5m - 3.0m)	51 - 100%	0-50%

Tabelle 1: Habitat-Kategorien für das REM- und FDS-Monitoring im Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).

Insgesamt wurden von den 54 Stationen 17 der Kategorie AW (31,4%) und 37 (68,6%) der Kategorie JW zugeordnet, äquivalent zu 0,80 km² AW und 1,75 km² JW (insgesamt 2,55 km²). Zur Überwachung der REM- und FDS-Methoden wurden 18 Bushnell Trophy Cam-20MP-No-Glow-Kameras (Modell 119876C) verwendet, die sich durch eine kurze Latenzzeit zwischen der Aktivierung der Sensoren und dem ersten Fotoshooting von 0,25 Sekunden auszeichnen (1 Sekunde im Videomodus). Die Auswahl dieses Modells beruhte hauptsächlich auf deren Geschwindigkeitsmerkmalen, da diese Eigenschaft für REM- und FDS-Untersuchungen wichtig sind [47]. Die Kamerafallen wurden vom 4. Oktober bis 28. Dezember 2018 an insgesamt 85 Beobachtungstagen verwendet (Abb. 3). Um alle 54 Stichprobenpunkte abzudecken, wurden die Kamerafallen im Durchschnitt alle 28 Tage verschoben, so dass 3 verschiedene Sessionen durchgeführt wurden (Abb. 3). Die Gesamtüberwachungszeit (Oktober bis Dezember) wurde in zwei Phasen unterteilt: Periode A (4. Oktober bis 14. November; 41 Tage) und B (14. November bis 28. Dezember; 44 Tage). Während der Periode A wurden die Einstellungen der Kamerafallen ähnlich wie bei den anderen Untersuchungen verwendet, bei denen die REM-Methode verwendet wurde [z.B. 5-54-13-6], während in der Periode B ein von den

Entwicklern der FDS-Methode empfohlenes Betriebsschema eingestellt wurde [25]. Dies bedeutet, dass der erste Teil der Session 2 zur Periode A und der zweite Teil zur Periode B gehört (Abb. 3).

Insbesondere in der Periode A war die Kamera so eingestellt, dass sie im «Hybrid» -Modus arbeitet [53] und nach jeder Aktivierung 3 Fotos im Burst-Modus durchführte, gefolgt von einem Video von 20 Sekunden und einer Latenzzeit von 2 Minuten (konservatives Monitoring).

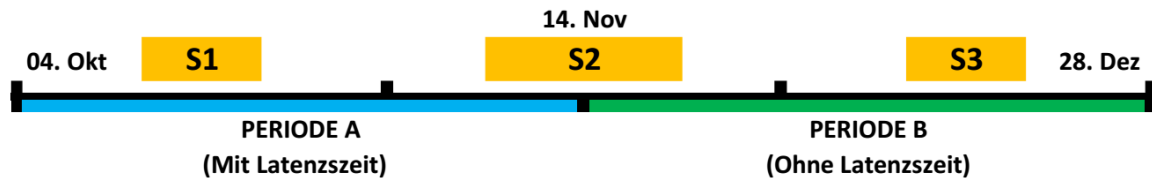


Abbildung 3: Zeitplan der Sessionen im REM & FDS-Monitoring im Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).

Die Latenzzeit, die Zeitspanne, in der die Kamera nach dem Ende jeder Erkennungssequenz (3 Fotos + Video) nicht aktiviert wird, wird häufig verwendet, um die Wahrscheinlichkeit zu verringern, dass ein Tier, das lange Zeit vor der Kamera verbleibt, einen unbrauchbaren und grossen Verbrauch von Speicher (SD-Karte) und Batterien verursacht [47-5-4-13]. Ein anderes Problem könnten Objekte sein, die von der Sonne erhitzt und vom Wind bewegt werden [47]. Die für das FDS empfohlene kontinuierliche Überwachung sieht stattdessen vor, dass die Kamera 3 Fotos plus ein Video von 60 Sekunden ohne Latenzzeit (intensive Überwachung – Anhang A) aufnimmt [25]. Das auf den 3 Anfangsfotos basierende Schema war wichtig, um die Geschwindigkeitsmerkmale der Kameras voll auszunutzen (Verzögerung 0,25 Sekunden im Fotomodus), also auch Tiere mit schneller Fortbewegung erkennen zu können, während das Video für eine genaue Rekonstruktion des zurückgelegten Weges der Tiere wesentlich ist. Diese Kameraeinstellungen wurden aufgrund einer Testphase ausgewählt, bei der im September 2018 4 Kameras in den Guegenhard-Wäldern aufgestellt, ihre Eigenschaften untersucht und Probleme aufgezeigt wurden. Für die Installation der Fotofallen wurden die 54 bereits markierten VJK-Zentren mit Hilfe eines GPS (Garmin 62s) aufgesucht. Nach der Auswahl eines passenden Beobachtungsstandortes innerhalb eines 20 Metern Radius um das Zentrum (gemessen mit einem Laserentfernungsmesser), wurde nach dem geeignetsten Baumstamm gesucht, auf dem die Kamerafalle platziert werden sollte. Der Baum selbst muss einen Durchmesser von mindestens 15 cm haben, um jegliche Bewegung der Kamera aufgrund von Wind zu verhindern, und darf nicht grösser als etwa 50 cm sein, um die Vorrichtungen gegen Diebstahl sichern zu können. Darüber hinaus wurde der geeignete Stamm anhand von drei weiteren Merkmalen identifiziert: Sichtfeld, Vorhandensein von Referenzobjekten und Morphologie des Geländes. Das Sichtfeld sollte so sein, dass eine Überwachung eines Bereichs von mindestens 10 Metern möglich ist [2-55]. Diese Funktion ist wichtig, damit die Kamera problemlos Tiere fotografieren kann, die vorbeilaufen [5]. Gleichzeitig wurden Positionen mit Objekten in dem Erhebungswinkel der Kamera (Bäume, Baumstrünke, Steine, usw.) bevorzugt, um Referenzen auf dem Feld zu haben, die die Schätzung der Entfernung der fotografierten Tiere von der Kamera begünstigten (siehe REM&FDS-Methoden) [53-25]. Diese Objekte durften jedoch kein erhebliches Problem bei der Erkennung der Tiere darstellen (Hindernis für die Sensoren oder die Videokamera). Darüber hinaus wurde der ideale Baum als solcher betrachtet, wenn er die Ausrichtung der Kamera in einem Bereich ohne Geländeeinbruch erlaubte, der die Sensoren daran hindern konnte, die Tiere richtig zu erkennen. In jedem Fall musste der tatsächliche von der Kamerafalle erfasste Bereich zum selben Habitatstyp (AW oder JW) gehören, wie die VJK.

Es ist zu betonen, dass keine Strassen, Wege oder Wildwechsel absichtlich erfasst wurden. Sie wurden dann erfasst, wenn sie zufällig gemäss dem zuvor beschriebenen Vorgehen zur Positionierung der Kameras im Sichtfeld lagen. Die Versuchsanlage erlaubt die Beobachtung von Wildwechseln nur im Verhältnis zu ihrer Präsenz im Untersuchungsgebiet [37-9], wodurch das Risiko

begrenzt wird, dass die «trap-rate» durch eine Anordnung der Fallen entlang der Wildwechsel beeinflusst wird [59]. Nach der Auswahl des geeigneten Baumes wurde die Kamera in einer Höhe zwischen 30 und 50 cm über dem Boden montiert, um nicht nur Grosswild (Huftiere), sondern auch kleinere Säugetiere erkennen zu können [47]. An jeder Station wurden mithilfe eines Tablets (Caterpillar T 20) die folgenden Informationen – hauptsächlich in einer Excel-Datei – aufgezeichnet: Datum und Uhrzeit des Beginns und des Endes der Positionierungsaktivität der Kamera, der Abstand zwischen Kamera und VJK-Station und die Höhe der Kamera über Boden. Zur Beurteilung des Arbeitsaufwands insgesamt wurden Informationen über die benötigte Zeit für die Platzierung der Kamera erfasst. Nach dem Erkennen von Problemen im Feld mussten 2 Stationen aus der Analyse ausgeschlossen werden: eine, weil sie nie funktionierte, und die zweite, weil sie aufgrund zu hoher Brombeer-Vegetation (*Rubus sp.*) ein zu geringes Sichtfeld aufwies. In zwei anderen Fällen, bei denen die Kamerafallen eine temporäre Fehlfunktion aufwiesen (einige Tage), wurden die fehlenden Tage mit einer Verlängerung kompensiert. Um die Nachhaltigkeit zu fördern bei gleichzeitiger Kostenreduktion, haben wir die Fotofallen mit den neuesten aufladbaren NI-MH-Akkus (Eneloop-IKEA Ladda) getestet. Wir konnten so dokumentieren, dass deren Einsatz ohne Probleme möglich ist.

Random Encounter Model (Phase 1)

REM basiert auf mathematischen Modellen, welche die Kollision von Gasmolekülen beschreiben [5]. Diese kommen im biologischen Kontext bei Bewegungen der Tiere auf freier Wildbahn zum Tragen [21]. Kurz zusammengefasst ist die Berechnungsformel für die Dichte (D_{REM}) einer Tierart folgende:

$$D_{REM} = \frac{y}{t} \frac{\pi}{vr(2+\theta)} \times g$$

Dabei ist y die Anzahl der unabhängigen Fotos pro Beobachtungsstation, t die Überwachungsdauer bzw. der Überwachungsaufwand, v die vom Tier durchschnittlich zurückgelegte Strecke pro Tag, r und θ sind Distanz und Winkel der Aufnahme der Fotofalle und g ist die durchschnittliche Anzahl Tiere, die eine Gruppe bilden [5]. Diese Methode erlaubt eine grosse Flexibilität in der Festlegung der Formelparameter. Im vereinfachten Ansatz können die Faktoren v und g aus der Literatur entnommen werden, während diejenigen betreffend Fotofalle r und θ , aus den technischen Eigenschaften des Herstellers entnommen werden [5].

Beim Monitoring mit der REM-Technik wurden zwei Strategien angewendet. In Bezug auf wildlebende Huftiere (Rehe, Wildschweine, Gämsen und Hirsche) wurden alle Parameter im Feld erfasst, um eine realistischere Dichteschätzung zu erhalten im Kontext des jeweiligen Untersuchungsgebiets (vollumfängliche Strategie) [5]. Um den Gesamtüberwachungsaufwand zu reduzieren, wurden die Parameter, die sich auf die anderen Säugetiere (Fuchs, Dachs) beziehen, teilweise im Büro geschätzt und teilweise aus der Literatur übernommen [z.B. 60-61] (vereinfachte Strategie).

Bei der vollumfänglichen Strategie wurden die Parameter im Feld anhand des folgenden Stichprobenplans ermittelt. Am Ende jeder Session (durchschnittlich etwa alle 28 Tage) wurden die Kamerafallen einzeln geprüft, um die REM-Parameter zu ermitteln. Dazu wurden die von der Kamera aufgenommenen Fotos und Videos über die USB-Verbindung in den internen Speicher des Tablets übertragen und einzeln kontrolliert. Alle Fotos und Videos wurden als unabhängige Beobachtungen betrachtet, ausser bei aufeinanderfolgenden Beobachtungen, die eindeutig oder sehr wahrscheinlich den gleichen Individuen zuzuschreiben waren, die sich über längere Zeit in der Nähe der Kamera befanden [5-77-15]. Im diesem Fall wurden die Beobachtungen nicht als unabhängig betrachtet, so dass sie nicht für die Dichteberechnungen verwendet wurden [5].

Für die Erfassung der Parameter wurde entlang der zentralen Linie des Feldwinkels der Kamera ein Referenzpflock (S) gesetzt und der Abstand zur Kamerafalle (d_1) gemessen (Abb. 4). Für jedes unabhängige Foto wurde die Position des fotografierten Individuums (P) im Feld rekonstruiert. Mit dem Laserentfernungsmessgerät (Bosch GLM 50C) wurde der Abstand zwischen dem Individuum und der

Kamera (r) sowie zwischen dem Individuum und S (d_2) gemessen. Mit dem Cosinussatz, der den Wert des Winkels anhand der drei Seiten eines Dreiecks (r , d_1 und d_2) ergibt, wurde der Wert von θ ($2 \times J$; Abb. 4) berechnet. Wenn θ , berechnet nach dem Cosinussatz, grösser war als der theoretische Erhebungswinkel der Fotofalle (Messfehler), wurde er auf diesen Wert korrigiert. Wenn die Berechnung von θ wegen des Wertes nahe Null (sehr enges Dreieck) nicht möglich war, wurde diesem Winkel der Wert Null zugewiesen.

Diese Methode wurde der Kompasswinkelmethode vorgezogen, weil deren Anwendung durch das Feldpersonal weniger Zeit erforderte. Ein Vergleichstest der beiden Methoden wurde vor Beginn der Phase 1 in Guegenhard durchgeführt.

Der theoretische Erfassungsabstand ($r=16,5$ m) der Bushnell-Fotofallen wurde durch Mittelwertbildung der Tag- und Nacht-Erfassungsabstände in Bezug auf die gewählte LED-Einstellung (mittel) berechnet. Der theoretische Detektionswinkel ($\theta=38^\circ$) wurde direkt aus den Informationen in der Gebrauchsanweisung der Fotofallen entnommen.

Ausgehend von der ersten Position des fotografierten Tieres bis zur Kontrolle der aufeinanderfolgenden Foto- und Videosequenzen wurde anschliessend der vom Tier zurückgelegte Weg gemessen (Massband oder Lasermessgerät) [23-9]. Durch Division dieser Entfernung (in Meter)

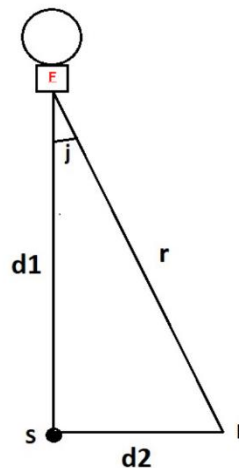


Abbildung 4: Notwendige Messungen zur Erfassung der Parameter r und $\theta (= 2 \times J)$ im REM & FDS-Monitoring im Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).

durch die Zeit zwischen dem ersten und dem letzten Bild (Information, die auf den Fotos und im Video aufgedruckt ist) wurde die Durchschnittsgeschwindigkeit des überwachten Tieres (v) berechnet [23-9]. Der Parameter g (Gruppengrösse) wurde durch direkte Beobachtung der Fotos und Videos geschätzt, indem die assoziierten Tiere gezählt und der Durchschnittswert (Anzahl Tiere/Gruppe) berechnet wurde [16-9]. Alle im Feld erhobenen Daten wurden in der Excel-Tabelle erfasst. Zusätzlich zu der Anzahl der Fotos und den dazugehörigen Arten wurde auch der Start- und Endzeitpunkt der Felderhebung aufgezeichnet, um den Aufwand für die Felduntersuchungen beurteilen zu können. Die Feldarbeit wurde ausschliesslich von einer Person durchgeführt.

Die Arbeit im Büro bestand darin, alle Fotos kurz zu überprüfen, um etwaige Feldfehler zu korrigieren. Besonderes Augenmerk wurde auf die Schätzung der Gruppengrösse und auf die Berechnung der für die Schätzung der Geschwindigkeit der Tiere ermittelten Sekunden gerichtet. Wenn die Geschwindigkeit direkt im Feld gemessen wird, wie in unserem Fall, muss sie mit dem Aktivitätswert (a) der überwachten Tierart multipliziert werden, bevor sie in der Formel von REM verwendet werden

kann [23]. Die Aktivität wurde gemäss der von Rowcliffe et al. beschriebenen Methode geschätzt. Diese besteht darin, die Frequenzen direkt anhand der Fotografien im Tagesverlauf (24 h) zu ermitteln

[24]. Für diese Analyse wurden die Uhrzeiten der Fotos und Videos für die Zeitverschiebung von Sonnenauf- und -untergangszeiten im Laufe des Monitoring korrigiert [62-24]. Die Korrektur der Fotozeiten (REM & FDS) erfolgte mit dem «*overlap*» Paket von R [49] unter Berücksichtigung der Längen- und Breitengrade des Kantons Zürich. Die Analyse der Aktivität (REM & FDS) erfolgte mit dem Paket «*activity*» [49].

Bezüglich der weiteren Arten (Fuchs und Dachs), wurden alle Parameter im Büro geschätzt oder aus der Literatur entnommen. Insbesondere wurde die durchschnittliche Distanz der Fotofalle zum Tier (r) am Computer geschätzt, indem das Foto oder Video mit einem Referenzfoto verglichen wurde, das im Feld für das FDS-Verfahren aufgenommen wurde (siehe FDS) [25].

Der θ -Parameter wurde direkt aus dem Mittelwert der im Feld gemessenen Werte für die Huftiere ermittelt, während die Durchschnittsgeschwindigkeit (v) aus zwei Studien mit einem ähnlichen ökologischen Kontext (Schweizer Jura und Alpen) entnommen werden konnte (Fuchs 6,8 km/Tag; [63], Dachs 5,2 km/Tag; [64]).

Für alle Arten, deren Dichte berechnet wurde (Reh, Fuchs, Dachs), wurde der Überwachungsaufwand (t) durch Summieren der Funktionszeit der Fallen (Fallentage) berechnet. Von diesem Wert wurden für jede Kamera 6 Stunden abgezogen für jedes Mal, wenn es zum Verschieben, Ändern von Einstellungen oder zum Überprüfen des Akkustatus kam. Diese Vorgehensweise wird zusammen mit der Eliminierung von Fotos und Videos, die im selben Zeitraum aufgenommen wurden, empfohlen, da die von der Person verursachte Störung dazu führt, dass die Wildtiere sich entfernen und es daher für einige Stunden kaum zu Aufnahmen kommt [25].

Die Berechnung der Dichte wurde pro Zeitraum (A und B) und pro Lebensraum (AW und JW) unter Berücksichtigung der jeweiligen Durchschnittsparameter (v , r , a , g , θ) nur dann durchgeführt, wenn die Anzahl der Beobachtungen grösser war als die gemäss REM minimal erforderliche Anzahl ($n=10$) [5-6]. Im Falle der Dachse wurden die Dichten nur in der Periode A (Oktober-November) berechnet, wann die Tiere noch voll aktiv sind.

Die mit dem REM berechneten Huftierdichten wurden mit den Jagdstatistiken der Kantone Zürich und Basel-Landschaft (Dichte pro km² Wald und Total Abgang/km² Wald) für das Jahr, in dem die Fotofallen aktiv waren, verglichen (Tabelle 2).

Die Variabilität der Dichteschätzungen mit der REM-Methode (Konfidenzintervall 95%) wurde direkt aus den Originaldaten ermittelt, wobei die Dichte unter Verwendung der nicht-parametrischen Bootstrap-Technik (10'000 Replikate) geschätzt wurde [26-55]. Die Analysen wurden mit der Software R durchgeführt. Der Vergleich zwischen den Dichten (z.B. Dichte REM-FDS, Dichte AW-JW) wurde durch Überlappen der Konfidenzintervalle ausgeführt [65-69], damit der Vergleich in gleicher Weise erfolgte wie derjenige der Ergebnisse der Verjüngungskontrolle [57]. Um die Präzision der Ergebnisse zwischen den beiden Methoden (REM & FDS) beurteilen zu können, wurde der Variationskoeffizient $CV\% = (\text{Standardfehler SE} / \text{Mittelwert}) * 100$ [66-6] berechnet und verglichen, auch in Funktion des Überwachungsaufwands (Fallentage) [8-9]. Für den Vergleich des totalen Kontrollaufwands zwischen den beiden Methoden (REM & FDS) wurde der Student-t-Test verwendet [79]. Die Verwaltung des fotografischen Materials erfolgte mit der *Camera Base*-Software.

Distance Sampling mit Fotofallen (Phase 1)

Die Überwachungsstationen für das FDS sind die gleichen wie für das REM, da beide Methoden weitgehend kompatibel sind. Die Parameter, die bei der Dichteberechnung mit der FDS-Methode verwendet wurden, sind: Distanz der Fotofalle zum Tier (r), Überwachungsaufwand (t), Erfassungswinkel der Kamera (θ) und Aktivität der beobachteten Tierart (a) [25]. Die beiden letzteren sind die gleichen, die mit dem REM erfasst wurden, so dass sie ohne weitere Analyse direkt berücksichtigt werden konnten. Der r -Parameter, der alle 1 bis 3 Sekunden ermittelt wurde (siehe unten), wurde hingegen für jedes Foto am Computer geschätzt. Dazu musste im Feld für jede

Überwachungsstation ein Referenzfoto mit den Entfernungen zwischen der Kamera und den Hauptobjekten (Bäume, Steine, Büsche usw.) innerhalb des Erfassungswinkels erstellt werden [25]. Die Entfernungen (ermittelt mit Laserentfernungsmesser) innerhalb von 25 Metern wurden dann über das Tablett auf einem mit der Kamerafalle aufgenommenen Foto aufgezeichnet (Abb. 5). Die Feldarbeit wurde ausschliesslich von einer Person durchgeführt.

Die Arbeit im Büro bestand darin, die fotografischen Sequenzen der Tiere mit dem Referenzfoto zu vergleichen, um die Abstände zwischen Motiv und Kamera in regelmässigen Zeitintervallen (1 bis 3 Sekunden) abzuschätzen [25]. Beim Reh wurde angesichts der hohen Anzahl von Beobachtungen in Guegenhard und der langsamen Fortbewegung (geringe Durchschnittsgeschwindigkeit) der Art entschieden, die Entfernungen alle 3 Sekunden zu ermitteln [25]. Beim Fuchs (weniger häufig und schneller) hingegen wurde die Entfernung jede Sekunde geschätzt [25]. Die Entfernungen wurden in Einheiten von 1 m, nur wenn sich die Tiere bewegten und für alle Exemplare der Gruppe erfasst (nicht nur für das erste fotografierte Exemplar gemäss REM-Methode) [25]. Der Überwachungsaufwand (t) wurde berechnet, indem die Gesamtbetriebszeit der Kamera in Sekunden durch 3 Sekunden beim Reh und durch 1 Sekunde beim Fuchs (Funktionsintervalle) geteilt wurde [25].

Die Rehwildichten wurden insgesamt (AW+JW) und für die Lebensräume einzeln unter Berücksichtigung der lebensraumspezifischen Parameter (θ und a) berechnet. Beim Fuchs wurde eine



Abbildung 5: Referenzfoto mit Messungen der Entfernungen der Hauptobjekte im Gesichtsfeld der Kamerafalle, die zur Abschätzung der Entfernungen der aufgenommenen Tiere erforderlich sind (FDS-Technik).

vereinfachte Strategie gewählt, weshalb der Parameter θ , der im Feld für alle Huftiere gemessen wurde, für alle Lebensräume als gleich angenommen wurde.

Bei der Schätzung der Dichten mit FDS verwendeten wir den im Feld ermittelten Parameter θ für die Dichteschätzung mit REM. Um zu einem homogenen Vergleich zwischen dem Überwachungsaufwand mit den beiden Methoden zu gelangen, war es daher notwendig, zu allen Feldaktivitäten, die mit dem FDS durchgeführt wurden (Platzierung und Deinstallation der Fallen, Vermessung der Entfernungen für das Referenzfoto), die geschätzte Zeit hinzuzufügen, die notwendig gewesen wäre, um θ im Feld zu erheben. Aus Vorversuchen, die in Guegenhard durchgeführt wurden, wurde dieser Wert auf 33% des Zeitaufwands geschätzt.

Die Daten wurden mit dem «Distance 7.0» -Programm unter Berücksichtigung der folgenden Modelle (*detection function*) analysiert: *half-normal*, *hazard-rate* und *uniform* mit 0-2 Einstellungen (*helmite polynomial*, *cosine*, *simple polynomial*) [25-43]. Das beste Modell wurde anhand des AIC (Akaike's

information criterion) ausgewählt, wobei die Möglichkeit von *overfitting* aufgrund eines Teils nicht unabhängiger Beobachtungen berücksichtigt wurde [25-80]. Die Variabilität (95%) der Dichteschätzungen wurde unter Verwendung des nichtparametrischen *Bootstrap* (1'000 Replikate) berechnet [25-19]. Die Schätzungen wurden nur vorgenommen, wenn die Anzahl unabhängiger Beobachtungen grösser war als die, die beim traditionellen *distance sampling* noch als akzeptabel angesehen wird ($n=40$) [85-19].

Die mit dem FDS berechneten Huftierdichten wurden mit den Jagdstatistiken des Kanton Zürich (Dichte pro km² Wald und Total Abgang/km² Wald) für das Jahr, in dem die Fotofallen aktiv waren, verglichen (Tabelle 2).

PHASE 2

Untersuchungsgebiete ZH 2-3 & BL 1-2

Hardwald (ZH 2)

Den «Hardwald» teilen sich die Gemeinden Kloten, Bassersdorf, Opfikon, Dietlikon und Wallisellen (Abb. 6). Er umfasst ein rund 445 ha Wald grosses, zusammenhängendes Waldgebiet, das nach

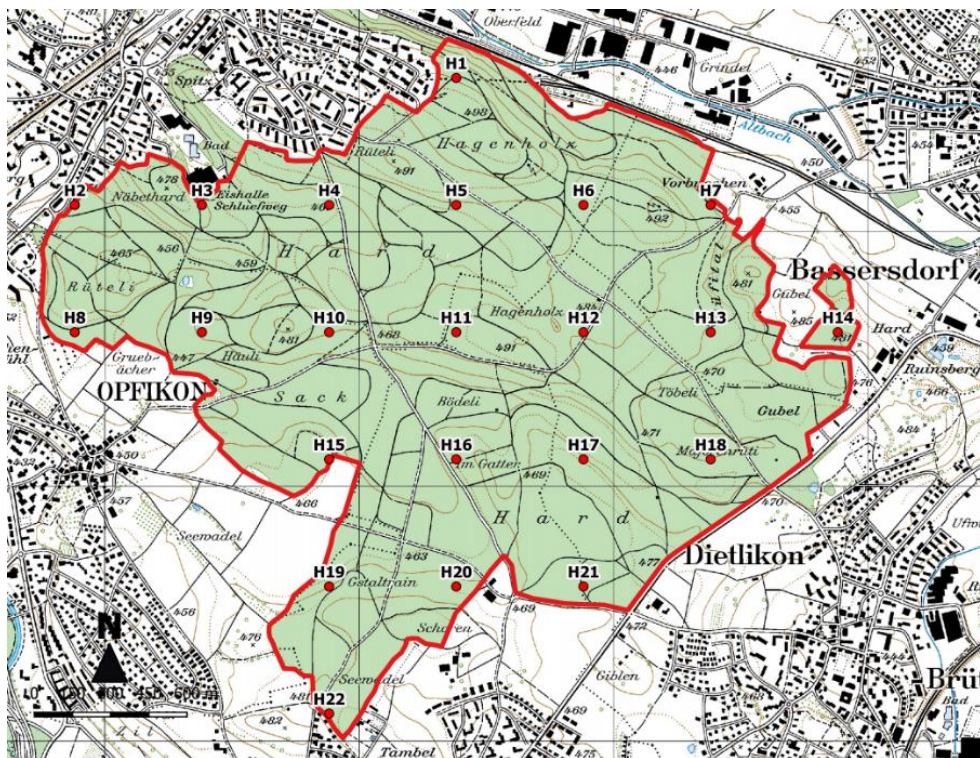


Abbildung 6: Lokalisierung der im REM & FDS-Monitoring verwendeten Totalstationen im Hardwald (Juni-September 2019).

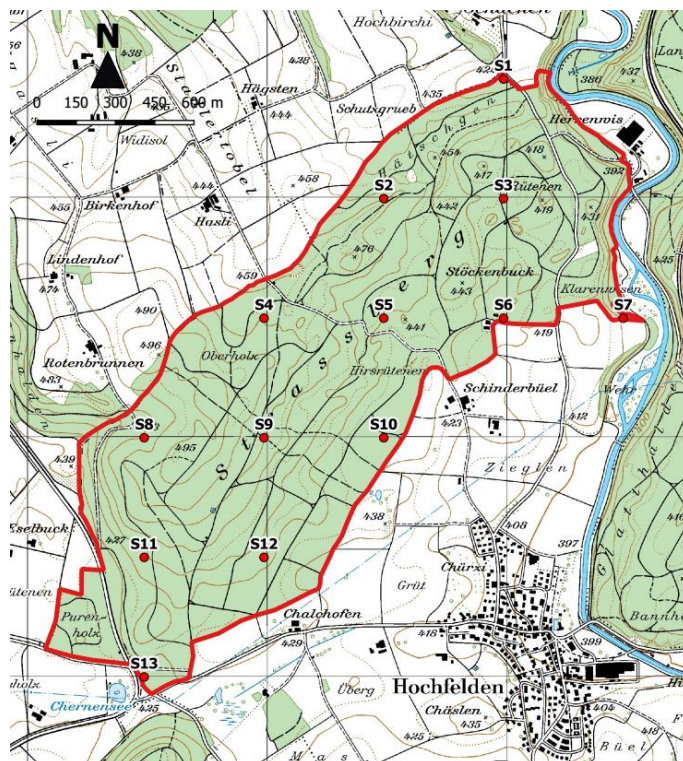


Abbildung 7: Lokalisierung der im REM & FDS-Monitoring verwendeten Totalstationen im Strassberg (Juni-September 2019).

Jahrzehnten einer intensiven Entwicklung des Glattales sehr isoliert dasteht. Der Wald wird umschlossen von bestehenden Verkehrsträgern sowie intensiv genutzten Bauzonen. Er liegt in ebenem Gelände auf 450 bis 490 m ü. M. Standortkundlich handelt es sich um submontane Buchenwälder, die vor allem auf sauren Böden mit schottrigen Moränen als Untergrund vorkommen. Die Waldbestände weisen ausgedehnte Jungwaldflächen auf, die durch Sturm und Insektenkalamitäten entstanden sind und in diesem Prozess von nadelholzreichen (v.a. Fichte) zu laubholzreichen Strukturen (v.a. Buche, weitere) überführt wurden. Im Gebiet sind das ausgeprägte Vorhandensein sowohl von Rehwild und Schwarzwild bestätigt.

Strassberg (ZH 3)

Das rund 266 ha grosse Waldgebiet liegt in den Gemeinden Bülach, Hochfelden, Höri und Bachenbülach (Abb. 7). Das Gebiet erstreckt sich von 390 bis 500 m ü. M.. Standortlich überwiegen submontane mittlere und saure Buchenwälder, und auch Übergänge zu Eichen-Hagebuchenmischwäldern sind vertreten. Waldbaulich spielt die Eichenförderung in der Region eine wichtige Rolle. Auch hier sind Rehwild und Schwarzwild bestätigt.

Liestal (BL 1)

Das Gebiet umfasst 1003 ha Wald, die rund um überbautes und landwirtschaftlich genutztes Land des Gemeindegebietes von Liestal liegen (Abb. 8). Die durch Siedlungsgebiet und Landwirtschaft getrennten Waldkomplexe erstrecken sich über 330 bis 600 m ü.M. Standortkundlich findet man auf dem kalkhaltigen Untergrund vor allem submontane Lungenkraut-Buchenwälder vor, bei überdecktem, tiefer liegendem Kalkgestein Waldmeister-Buchenwälder. Im nordöstlich gelegenen Komplex sind grössere Kiesabbauflächen im Betrieb. Reh- und Schwarzwild sind bestätigt, es wird aber zwischen den Teilgebieten ein recht hoher Unterschied hinsichtlich der vermeintlichen Wilddichte beobachtet.

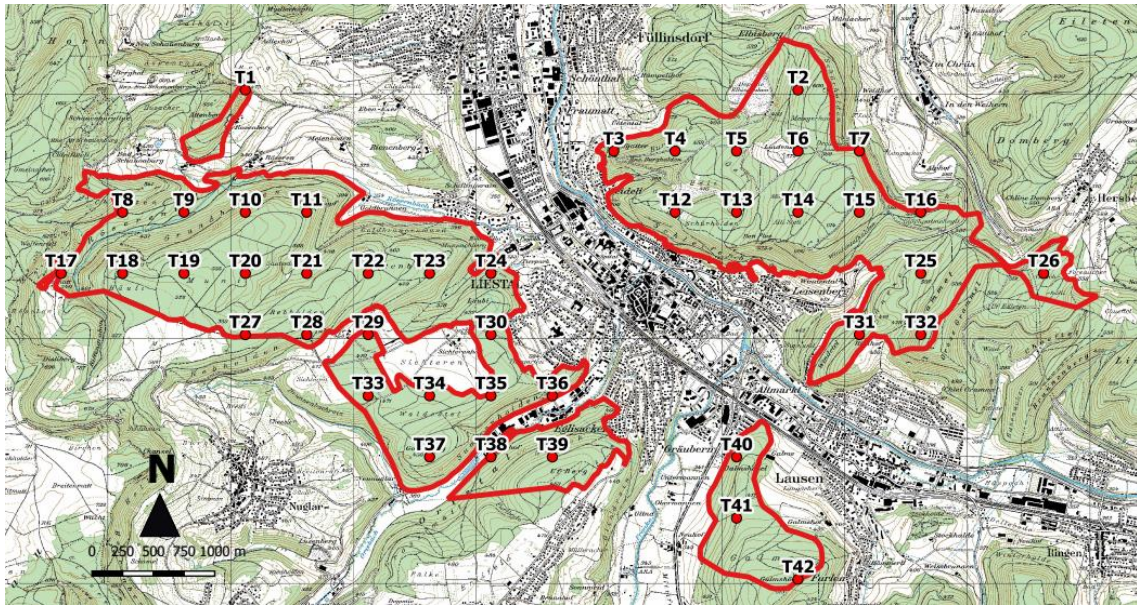


Abbildung 8: Lokalisierung der im REM & FDS-Monitoring verwendeten Totalstationen im Liestal (Juni-September 2019).

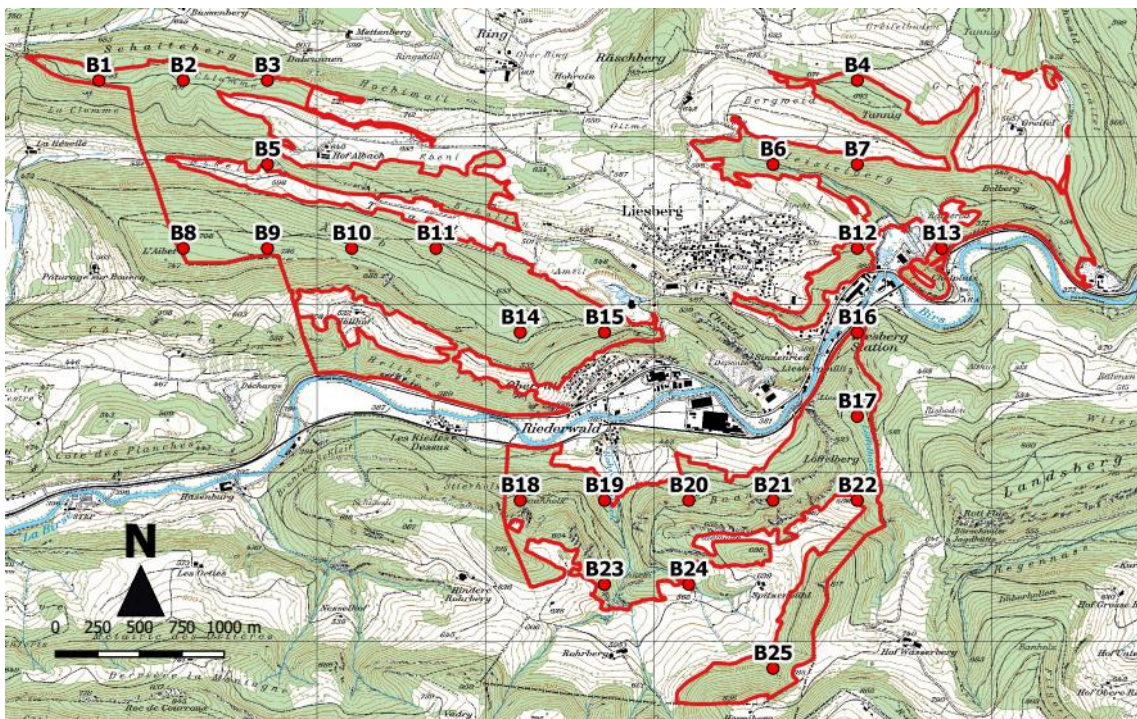


Abbildung 9: Lokalisierung der im REM & FDS-Monitoring verwendeten Totalstationen im Liesberg (Juni-September 2019).

Liesberg (BL 2)

Das Gebiet mit 544 ha Wald befindet sich im ländlichen Laufental in der Gemeinde Liesberg (Abb. 9). Die auf mehrere Waldkomplexe verteilte Waldflächen liegen zwischen 380 bis 860 m ü.M.. Der

Untergrund besteht vor allem aus Jura-Kalken und kalkhaltigem Gehängeschutt. Standortkundlich überwiegen untermontane Zahnwurz-Buchenwälder und submontane Lungenkraut-Buchenwälder, in den obersten Lagen findet man zudem obermontane Tannen-Buchenwälder vor. Das Rehwild ist überall bestätigt, in Teilgebieten auch das Gämswild,

Alle vier Untersuchungsgebiete liegen innerhalb oder am Rand von Zonen, in denen die Klimaveränderung bis Ende dieses Jahrhunderts zu kollinen Standortverhältnissen führen kann, mit der Folge dass die Buche an Dominanzkraft sehr stark einbüßen und als Hauptbaumart durch wärme- und trockenheitstolerantere Baumarten abgelöst würde [141].

Untersuchungsstrategie von Phase 2

Die in den 4 Untersuchungsgebieten angewandte Monitoringstrategie wurde auf der Grundlage der Ergebnisse der Phase 1, des Materials (Anzahl der Fotofallen etc.) und des für die Erhebungen zur Verfügung stehenden Personals sowie des absehbaren Monitoringaufwandes optimiert. Nach den Erfahrungen im Guegenhardwald (Phase 1) konnte eine Reihe wichtiger Erkenntnisse zu den untersuchten Techniken gesammelt werden (Schlussfolgerungen des Zwischenberichts - [92]):

1. Wir konnten eine komplette Liste der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten erstellen, daher stellen die Kamerafallen ein hervorragendes Instrument dar, um das Vorhandensein / Fehlen der Tierpopulationen zu beurteilen.
2. Die Anwendbarkeit des REM und des FDS war zufriedenstellend. Wir fanden keine ernsthaften Probleme, die verhindert hätten, Dichteschätzungen der wichtigsten waldrelevanten Wildtierarten vorzunehmen.
3. Die Dichteschätzungen waren im Vergleich zu den bereits vorhandenen Informationen für den Guegenhard plausibel.
4. Die Präzision der Schätzungen war bei beiden Methoden gut.
5. Die Methoden, die wir zur Abschätzung der Parameter von REM & FDS verwendeten, haben keine ernsthaften Probleme hinsichtlich der Zuverlässigkeit der Ergebnisse gezeigt.
6. Es ist wichtig, die Parameter im Feld zu messen, um verlässliche Schätzungen zu erhalten.
7. Der Überwachungsaufwand war auch bei geringer Verfügbarkeit von Personal (nur eine Person) akzeptabel.
8. Wir haben positive Ergebnisse in der Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen Interessensgruppen erzielt, die direkt oder indirekt an der Waldbewirtschaftung beteiligt sind.

Anhand der Ergebnisse der ersten Projektphase konnten wir folgende Empfehlungen für Phase 2 geben:

1. Es wäre optimal, das Monitoring mit beiden Methoden (REM und FDS) durchzuführen.
2. Die Parameter können im Feld mit den gleichen Methoden wie in Phase 1 effizient gemessen werden.
3. Um den Überwachungsaufwand zu reduzieren, können die Parameter nur für Huftiere im Feld gemessen werden, während sie für andere Arten wie in der Phase 1 am Computer geschätzt und aus der Literatur entnommen werden können. Anhand der ersten Ergebnisse zur *trap-rate* jeder fotografierten Art in den 4 Untersuchungsgebieten der Phase 2 wird ein optimiertes Überwachungsprotokoll entwickelt mit dem Ziel, den Überwachungsaufwands zu verringern.
4. Um den Aufwand zu reduzieren, sollten Dichteschätzungen mit FDS nur für Huftiere vorgenommen werden.
5. Die Überwachung sollte ungefähr 3 Monate dauern.
6. Die Einstellungen für die Kamerafalle sollten denen der Periode B entsprechen (intensive Überwachung ohne Latenz).
7. Wir raten davon ab, die Schätzung der Dichten pro Lebensraum vorzunehmen.

8. Wir empfehlen bei der Festlegung der Stationen der Phase 2 ein Raster mit einer Seitenlänge von 500 Metern zu verwenden (guter Kompromiss zwischen der Anzahl der verfügbaren Kamerafallen und dem erwarteten Überwachungsaufwand).

Auf der Grundlage dieser Empfehlungen wurden die Strategie und die Monitoringmethoden der Phase 2 des Projekts angepasst. Die Beobachtungsstationen wurden durch Überlagerung eines Rasters mit einer Seitenlänge von 500 m auf jedem der in Phase 2 vorgesehenen Untersuchungsgebiets mittels QGIS identifiziert. So wurden insgesamt 102 Stationen mit 22 Stationen im Hardwald (Abb. 6), 13 im Strassberg (Abb. 7), 42 in Liestal (Abb. 8) und 25 in Liesberg (Abb. 9) festgelegt. Die Stationen wurden nicht nach Lebensräumen stratifiziert und zufällig in mehrere Sessionen aufgeteilt: 2 im Hardwald und Strassberg und 3 in Liestal und Liesberg. Das Monitoring fand während der Sommersaison (10.06.19-24.09.19 - Abb. 10-11) während einer Gesamtdauer von ca. 3 Monaten in den 4 Untersuchungsgebieten ungefähr gleichzeitig statt. Zur Durchführung der Erhebungen wurden



Abbildung 10: Zeitplan der Sessionen im REM & FDS-Monitoring im Hardwald und Strassberg (Juni-September 2019).



Abbildung 11: Zeitplan der Sessionen im REM & FDS-Monitoring im Liestal und Liesberg (Juni-September 2019).

18 Bushnell Trophy Cam-20MP-No-Glow-Kameras (Modell 119876C) Fotofallen in den 2 Gebieten im Kanton Zürich (Hardwald und Strassberg) und 23 CuddeBack Fotofallen Modell C in Liestal und Liesberg (Kanton Basel-Landschaft) verwendet. Die Bushnell-Fallen wurden wie in Periode B der Phase 1 eingestellt (3 Foto+Video von 60 Sekunden ohne Latenz - Anhang A). Die Cuddebacks wurden so eingestellt, dass sie 1 Foto und anschliessend ein 30 Sekunden langes Video (maximal mögliche Zeitspanne) ohne Latenzzeit aufnahmen (Anhang A). Die Cuddeback-Einstellungen wurden nach einem Feldversuch zeitgleich mit den Bushnells definiert, um die Tiererkennungsmodi zwischen den beiden Fotofallenmodellen so homogen wie möglich zu gestalten. Der theoretische Erfassungsabstand der Cuddebacks ($r=11,4$ m) wurde aus den Angaben in der Gebrauchsanweisung der Fotofalle abgeleitet und der theoretische Erfassungswinkel ($\theta=45^\circ$) im Feld mit einem Kompass gemessen. Die Feldarbeit wurde im Durchschnitt von 1-2 Personen durchgeführt. Während Phase 2 wurden die Beobachtungen von Mardern, Eichhörnchen, Vögeln und Haustieren nicht gezählt.

Die Punkte der Verjüngungskontrollen wurden nicht mit der neuen Methode der Phase 1 festgelegt, sondern auf den Stationen innerhalb der bereits vor Jahren gemäss der Methode Rüegg et al. [57] festgelegten Indikatorfläche belassen. Die in den Indikatorflächen gelegenen Stationen werden bereits seit Jahren in den Kantonen Zürich und Basel-Landschaft zur Schadenserfassung genutzt. Die Schadenseinschätzung wurde wie in Phase 1 des Projekts durchgeführt (siehe Monitoringstrategie - Phase 1). Für das Gebiet Liestal (BL 1) gibt es keine Verjüngungskontrolle und keine entsprechenden Resultate.

Random Encounter Model (Phase 2)

Für die REM-Erhebungen wurde die gleiche Methode verwendet wie in der Phase 1 des Projekts. Der einzige Unterschied ergab sich aus der Notwendigkeit, den Aufwand für die Felderhebung von Rehwildbeobachtungen zu reduzieren. Dazu wurde beschlossen, die Parameter des REM nur noch einmal pro 2 unabhängigen Beobachtungen (Fotos/Film) zu erfassen, was eine Verringerung des Aufwands um etwa 50% zur Folge hatte. Diese Optimierungsmöglichkeit wurde aus der sehr hohen Anzahl von Rehbeobachtungen (*trap-rate*) im Guegenhard (Phase 1) und der Vermutung, dass sich eine vergleichbare *trap-rate* in den anderen Untersuchungsgebieten ergeben würde, abgeleitet. Diese Vermutung basiert auf der Jagdstatistik, die nicht sehr unterschiedliche Rehdichten für die Untersuchungsgebiete aufzeigte (Tabelle 2). Für die anderen Tierarten wurde die gleiche Methode wie in der Phase 1 verwendet (siehe Methoden).

Um den Gesamtaufwand der Feldarbeit zu reduzieren, wurden im Hardwald und im Strassberg erst in der Mitte jeder Session die Fotofallen kontrolliert, um die Batterien zu wechseln und die aufgenommenen Fotos und Videos herunterzuladen. Das Fotomaterial wurde dann im Büro am Computer überprüft, um die nicht unabhängigen Beobachtungen zu verwerfen und die Tablettdatei für die Messungen der Parameter vorzubereiten, die am Ende jeder Sitzung im Feld vorgenommen werden sollten. Die von den Fotofallen im zweiten Teil jeder Session aufgenommenen Fotos und Videos wurden direkt im Feld durch das Tablett betrachtet, wie in den Methoden der Phase 1 beschrieben.

ZONE	PH	JAHR	REH		WILDSCHWEIN		GÄMSE	
			D (T./km ²)	AB (T./km ²)	D (T./km ²)	AB (T./km ²)	D (T./km ²)	AB (T./km ²)
HARDWALD	2	2019	21,7	11,8	-	0,0	-	-
STRASSBERG	2	2019	23,1	13,3	-	11,3	-	-
LIESTAL	2	2019	12,0	5,7	-	7,2	-	-
LIESBERG	2	2019	14,5	6,6	-	10,7	-	0,2
GUEGENHARD	1	2018	22,7	16,3	-	0,7	-	-

Tabelle 2: Jagdstatistik der Huftiere des Kantons Zürich und Basel-Landschaft.

D = Geschätzte Dichte (Tiere pro Quadratkilometer Wald)

AB = Total Abgang (Tiere pro Quadratkilometer Wald)

Distance Sampling mit Fotofallen (Phase 2)

Bezüglich FDS wurde dieselbe Methode wie in der Phase 1 befolgt. Im Hardwald und im Strassberg wurden die Abstände der Rehe zu den Fallen alle 4 Sekunden geschätzt, während in Liestal und Liesberg die Abstände jede Sekunde geschätzt wurden. Beim Schwarzwild in Strassberg und Liestal wurden die Abstände alle 3 Sekunden bzw. jede Sekunde geschätzt. Um den Aufwand zu verringern, wurde auf eine Dichteschätzung von Füchsen und Dachsen mit FDS verzichtet. Die Intervalllänge wurde gemäss der totalen Anzahl Fotos gewählt (siehe FDS Phase 1).

ERGEBNISSE

PHASE 1: GUEGENHARD (ZH 1)

Zwischen dem 4. Oktober und dem 28. Dezember 2018 (Zeitraum A+B) betrug der gesamte Überwachungsaufwand im Untersuchungsgebiet 1'413 Fallentage: 431 (30,5%) im AW (Wald ausserhalb Verjüngungsphase) und 982 (69,5%) im JW (Wald in Verjüngungsphase) (Tabelle 5). In der Periode A betrug der Aufwand für den AW 206 (30,6%) Fallentage, während sich derjenige im JW auf 467 (69,4%) von insgesamt 673 Falltagen belief. Der Gesamtaufwand in der Periode B betrug 740 Tage, mit einem Aufwand von 225 (30,4%) im AW und 515 (69,6%) Fallentagen im JW.

Die Kamerafallen wurden im Durchschnitt in einem Abstand von 8,9 m (min.=1,5, max.=19,5) vom relativen theoretischen Punkt der Verjüngungskontrollen gewählt, d.h. immer innerhalb des maximal zulässigen Wertes von 20 m. Die durchschnittliche Höhe der Kamerafallen vom Boden betrug 46,3 cm (SE 0,65) mit einem Minimum von 32 cm bis zu einem Maximum von 50 cm.

Artenliste

Insgesamt wurden in der Überwachungszeit von circa drei Monaten (Zeitraum A+B) 1'263 unabhängige Beobachtungen (Foto und/oder Video) gemacht (Tabelle 3). Unter den Huftieren war das Reh mit 58,2% der Beobachtungen (n=735) die am häufigsten fotografierte Art, während Wildschweine, Gämsen und Hirsche jeweils 0,3% (n=4), 0,2% (n=3) und 0,1% (n=1) der Beobachtungen erzielten (Tabelle 3 - Abb. 12). Unter den anderen Säugetieren waren Baum-/Steinmarder mit 6,7% (n=84), Eichhörnchen mit 6,2% (n=78) und Dachse mit 2,5% (n=31) vertreten (Tabelle 3-Abb. 12). Nie fotografiert wurden Hasen oder Luchse. Von drei Arten konnte die Dichte mit REM (Reh, Fuchs und Dachs) berechnet werden, während mit der FDS-Methode Schätzungen für Reh und Fuchs gemacht wurden (Tabelle 3). Bei den anderen Huftieren (Wildschwein, Gams und Hirsch) konnte die Dichte aufgrund der unzureichenden Anzahl von Beobachtungen nicht berechnet werden (n<10). Darüber hinaus wurde die Dichte von Baum- und Steinmarder nicht geschätzt, da es unmöglich ist, die beiden Arten anhand der Fotos zu unterscheiden. Auch beim Eichhörnchen war eine zuverlässige numerische Schätzung mit REM und FDS aufgrund dessen Tendenz, wenig Zeit am Boden zu verbringen, nicht möglich.

ARTEN	FOTOS (N°)	FOTOS (%)	Dichte (REM)		Dichte (FDS)	
			Periode	Periode	Periode	Periode
			A	B	A	B
Reh	735	58,2	<i>ja</i>	<i>ja</i>	<i>nein</i>	<i>ja</i>
Fuchs	270	21,4	<i>ja</i>	<i>ja</i>	<i>ja</i>	<i>ja</i>
Stein/Baummarder	84	6,7	<i>ne</i>	<i>ne</i>	<i>ne</i>	<i>ne</i>
Eichhörnchen	78	6,2	--	--	--	--
Dachs	31	2,5	<i>ja</i>	--	<i>wF</i>	--
Vogel	29	2,3	--	--	--	--
Hauskatze	27	2,1	--	--	--	--
Wildschwein	4	0,3	<i>wF</i>	<i>wF</i>	<i>wF</i>	<i>wF</i>
Gämse	3	0,2	<i>wF</i>	<i>wF</i>	<i>wF</i>	<i>wF</i>
Hirsch	1	0,1	<i>wF</i>	<i>wF</i>	<i>wF</i>	<i>wF</i>
Hund	1	0,1	--	--	--	--
Tot.	1263					

Tabelle 3: Liste der beobachteten Arten im REM & FDS-Monitoring ZH 1 (Okt.-Dez. 2018)
ne = nicht erkennbar (Arten auf den Fotos nicht erkennbar), *wF* = zu wenige Fotos.

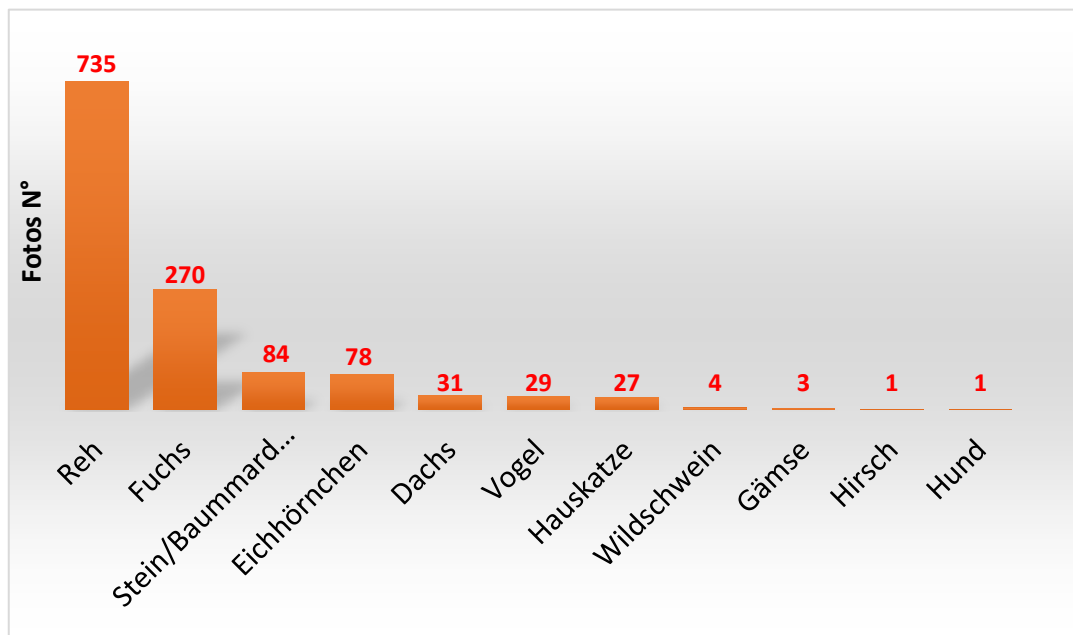


Abbildung 12: Anzahl der aufgenommenen Fotos pro Art im REM & FDS-Monitoring in ZH 1 Guegenhard (Okt. - Dez. 2018)

Rehwilddichte

Random Encounter Model

Insgesamt wurden von den 735 Aufnahmen von Rehwild 372 (50,6%) im Zeitraum A und 363 (49,4%) im Zeitraum B gemacht (Tabelle 4). Die gesamthafte *trap-rate* (Zeiträume A+B) belief sich auf 0,52 (SE 0,1) Rehwild Aufnahmen pro Station und Tag (min.=0, max.=5,2). Die Rehe wurden bei fast allen Stationen (97,1%) und nahezu homogen im gesamten Guegenhard fotografiert (Abb. 13). Das Gebiet mit dem höchsten *trap-rate* Wert lag zwischen Heiteri und Nidistel (Abb. 13). Insbesondere im letztgenannten Gebiet verzeichnete die Station R3 einen extrem hohen Wert (*trap-rate*=5,2), was die Ergebnisse im AW im Zeitraum A massgeblich beeinflusste (Abb. 13).

METHODE	PERIODE	N°	D AW (T./km ²)			D JW (T./km ²)			D tot (T./km ²)		
			LCI	UCI		LCI	UCI		LCI	UCI	
REM	A	372	21,9	8,2	40,3	13,3	9,5	17,3	14,4	9,0	21,7
	B	363	10,8	5,9	17,1	18,6	10,7	28,2	16,2	11,2	21,7
	TOT	735	14,4	7,4	23,7	16,8	12,6	21,7	15,8	11,9	20,4
FDS	B	2200	15,2	7,4	26,9	21,6	12,0	33,9	19,4	11,4	28,6

Tabelle 4: Rehwilddichte D in ZH 1 Guegenhard Gemessen im Beobachtungszeitraum (A und B), nach Lebensraum (AW = Wald ausserhalb Verjüngungsphase und JW = Wald in Verjüngungsphase) und nach Methodik (REM & FDS). LCI unteres Konfidenzintervall, UCI oberes Konfidenzintervall.

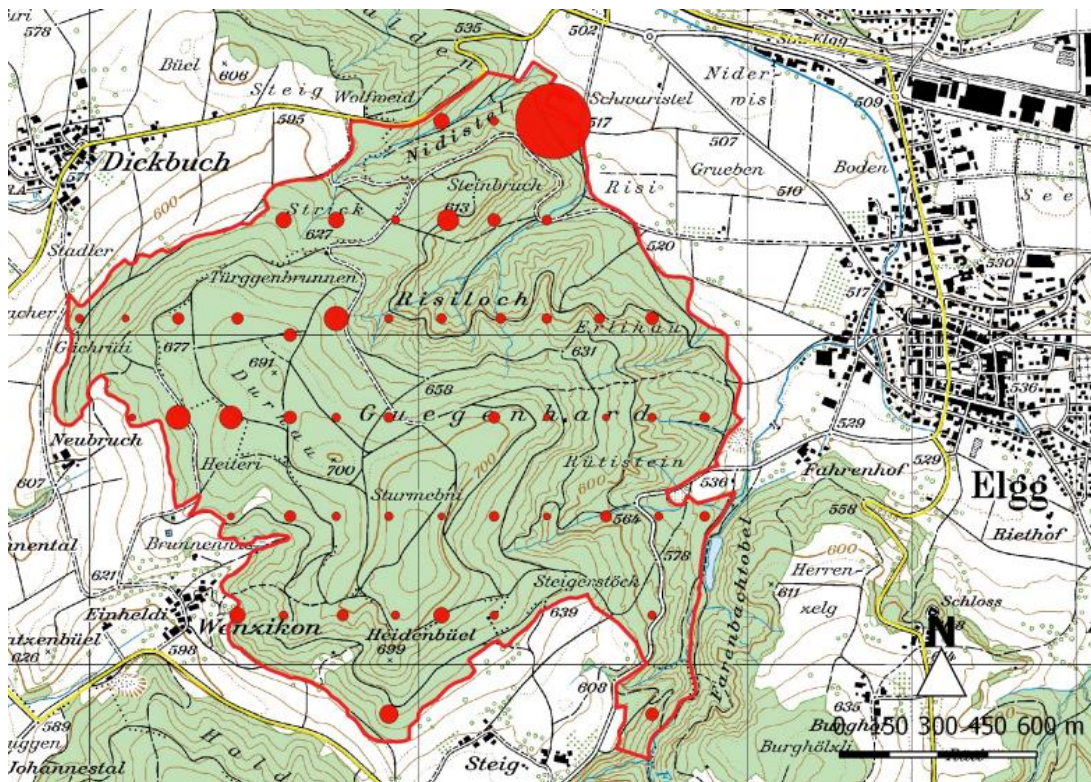


Abbildung 13: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Rehen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).

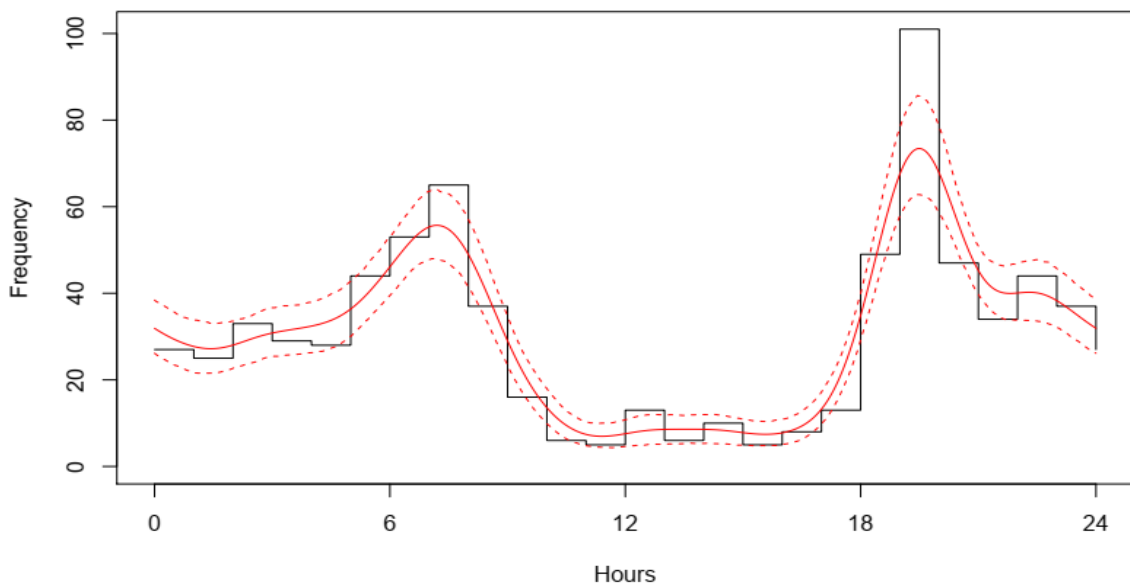


Abbildung 14: Rehaktivität mit Konfidenzintervallen in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).

HABIT.	FOTOS (N°)	AUF. (Kamera- tage)	ERHEB. DISTANZ (r)		GESCH. (v)		ERHEB. WINKEL (θ)		ANZAHL/ GRUPPE (g)		AKTIVITÄT (a)	
			(m)	(SE)	(km/h)	(SE)	(rad)	(SE)	(N°)	(SE)	(N°)	(SE)
AW	286	431	8	0,22	0,99	0,07	0,37	0,01	1,51	0,05	0,49	0,04
JW	449	982	7,2	0,18	0,84	0,05	0,35	0,01	1,52	0,05	0,38	0,03
TOT	735	1413	7,5	0,14	0,90	0,04	0,36	0,01	1,51	0,03	0,41	0,03

Tabelle 5: Ermittelte REM- und FDS-Parameter bei der Rehwildüberwachung in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).

Wald ausserhalb Verjüngungsphase (AW), Wald in Verjüngungsphase (JW).

In den Zeiträumen A+B wurden 286 (38,9%) Fotos von Rehwild im AW aufgenommen, während im JW 449 (61,1%) aufgenommen wurden (Tabelle 5). Insgesamt betrug die Erfassungsdistanz (r), unter Berücksichtigung der in AW und JW gesammelten Daten, 7,5 m (SE 0,14) ($n=735$) und der Erfassungswinkel der Fotofalle betrug (θ) 0,36 rad (SE 0,01) ($n=735$), was $20,4^\circ$ entspricht. In 430 Beobachtungen wurde die Durchschnittsgeschwindigkeit der Tiere (v) auf 0,90 km/h (SE 0,04) und die Herdengrösse (g) auf 1,51 Exemplaren/Gruppe (SE 0,03) ($n=735$) geschätzt. Das Rehwild im Guegenhard zeigte eine höhere nächtliche Aktivität als am Tag mit zwei Aktivitätsspitzen bei Sonnenaufgang und Sonnenuntergang (Abb. 14).

Die Gesamtaktivität über den Tag verteilt betrug 0,41 (SE 0,03) ($n=735$). Unter Berücksichtigung der über den gesamten Beobachtungszeiträumen (A+B) gemessenen Durchschnittswerte von Geschwindigkeit und Aktivität betrug die Durchschnittsgeschwindigkeit des Rehwildes im Guegenhard 0,368 km/h (SE 0,017), was 8832 m/Tag entspricht.

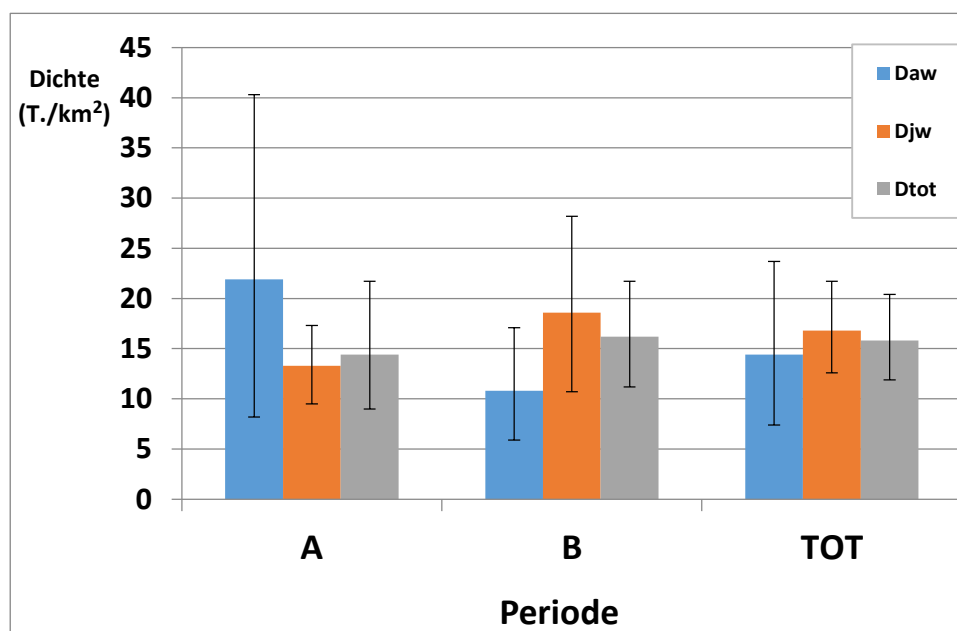


Abbildung 15: Rehwilddichte in ZH 1 Guegenhard nach Periode (A und B) und Lebensraum (AW und JW) mit Methode REM (Oktober-Dezember 2018); 95% Konfidenzintervall CI.

Insgesamt wurde während des gesamten Beobachtungszeitraums (Zeiträume A+B) eine Rehdichte von 15,8 Exemplaren/km² (95% CI 11,9-20,4) beobachtet, ohne erhebliche Unterschiede zwischen AW (14,4 Exemplare/km² - 95% CI 7,4-23,5) und JW (16,8 Exemplare/km² - 95% CI 12,6-21,7) festzustellen (Tabelle 4). Darüber hinaus wurden keine erheblichen Unterschiede zwischen der Gesamtrehdichte im Zeitraum A (14,4 Exemplare/km² - 95% CI 9,0-21,7) und im Zeitraum B (16,2 Exemplare/km² - 95% CI 11,2-21,7) festgestellt (Abb. 15).

Im Zeitraum A war die in AW erfasste Dichte (21,9 Exemplare/km² - 95% CI 8,2-40,3) höher als die in JW (13,3 Exemplare/km² - 95% CI 9,5-17,3), aber aufgrund der erfassten grossen Variabilität im ersten Lebensraum waren die Unterschiede nicht erheblich. Im Zeitraum B zeigte sich eine gegenteilige Situation, indem die Dichte in AW (10,8 Exemplare/km² - 95% CI 5,9-17,1) niedriger war als in JW (18,6 Exemplare/km² - 95% CI 10,7-28,2), auch wenn der Unterschied nicht gross war (Abb. 15).

Distance Sampling mit Fotofallen

Während der Analyse der gesammelten Daten im ersten Beobachtungszeitraum (A) wurde eine unzureichende Funktionseinstellung der Fotofallen festgestellt. Eingestellt war eine Latenzzeit, um Batterie und Speicherplatz der Kameras zu sparen. Tatsächlich wurde in einem nicht unerheblichen Prozentsatz der Fälle (>50%) das Vorhandensein von Rehen, die sich am Ende des 20-Sekunden-Films noch im Feldwinkel der Fotofalle befanden, nachgewiesen. Aufgrund der Latenzzeit (2 Minuten) war es nicht mehr möglich, nachfolgend alle 3 Sekunden weitere Entfernungen zu messen, wie vom Verfahren vorgesehen, was die Dichteabschätzung unzuverlässig macht. Aus diesem Grund konnte die Dichteschätzung nur während der intensiven Überwachungsperiode ohne die Latenzzeit (Zeitraum B) berechnet werden. Aus der Analyse von Fotos und Videos aus dem Zeitraum B (n=363), die in 35 Stationen gesammelt wurden, wurden am Computer 2'238 Abstände zwischen den abgebildeten Exemplaren und der Fotofalle geschätzt, mit durchschnittlich 6,2 Abständen für jede unabhängige Beobachtung. Aus einer Vorprüfung der Frequenzen wurden keine besonderen Probleme in der Datenstruktur erkannt. Nur im ersten Abstand (0-1m) wurde eine Beobachtungslücke festgestellt, also wurden die Daten nach links um den Wert von 1m gekürzt. Was die Struktur der bei grösseren Entfernungen gemessenen Frequenzen betrifft, war diese unproblematisch, so dass mehrere Optionen der Kürzung auf der rechten Seite keine erheblichen Veränderungen der Ergebnisse brachten: Die Kürzung wurde daher nicht durchgeführt. Nach der Linksverkürzung wurden 38 Beobachtungen, die 1,7% der Daten ausmachten, eliminiert.

Das *Half-Normal-Modell* mit 2 Anpassungen am Kosinus war das Modell, das den AIC (*Akaike's information criterion*) minimierte, weshalb dieses unter den verschiedenen Modellen ausgewählt wurde (Abb. 16). Die gemessene Rehdichte im Zeitraum B betrug 19,4 Exemplare/km² (95% CI 11,4-28,6; Tabelle 4). In AW betrug die Dichte 15,2 Exemplare/km² (95% CI 7,4-26,9), was sich nicht wesentlich von der in JW (21,6 Exemplare/km² - 95% CI 12,0-33,9) erfassten Dichte unterscheidet. Der durchschnittliche Gesamtbeobachtungsbereich (AW+JW) betrug 9,0 m (SE 0,23), mit einem Wert von 10,2 (SE 0,22) in AW und 8,5 (SE 0,26) in JW. Die Variabilität der Schätzungen der Gesamtdichte (AW+JW) wurde mit 94,8% der Begegnungsrate und mit 5,2% der wahrscheinlichen Erfassungsreichweite bestimmt.

In der Datenanalyse wurden die im Zeitraum B in AW, JW und AW+JW gemessenen Werte von θ (Erfassungswinkel der Fotofalle) berücksichtigt, die 0,345 (SE 0,02), 0,352 (SE 0,02) bzw. 0,35 (SE 0,01) Radianten entsprechen. Die Aktivität der Rehe, die auch für die Dichteabschätzung notwendig ist, wird im gleichen Zeitraum in AW, JW und AW+JW mit entsprechenden Werten von 0,455 (SE 0,08), 0,36 (SE 0,04) bzw. 0,373 (SE 0,03) gemessen.

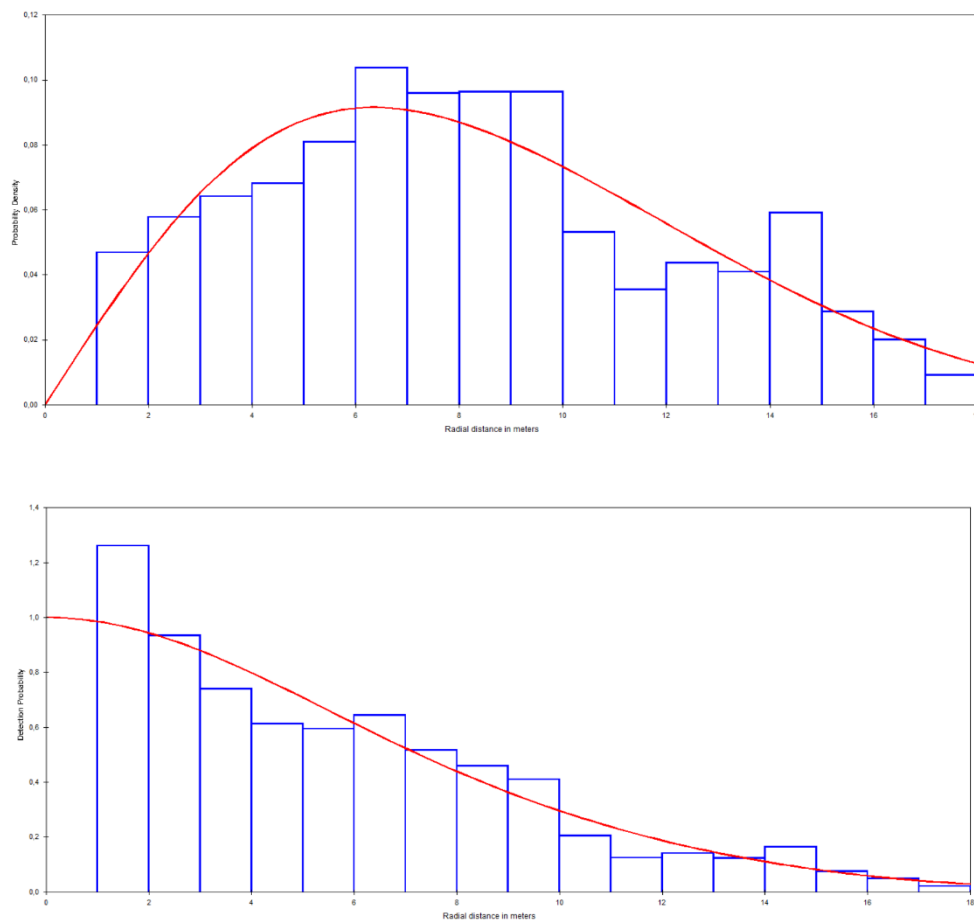


Abbildung 16: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Half-normal Modells. ZH 1 Guegenhard (Periode B - November-Dezember 2018).

Vergleich zwischen REM und FDS (Zeitraum B)

Der Vergleich zwischen den beiden Methoden, der nur im Zeitraum B direkt möglich war, zeigte Gesamtdichten im Studiengebiet mit REM ($16,2 \text{ Exemplare/km}^2$ - 95% CI 11,2-21,7), die sich nicht erheblich von den mit FDS geschätzten ($19,4 \text{ Exemplare/km}^2$ - 95% CI 11,4-28,6) unterschieden (Abb. 17). Die Verhältnisse zwischen den in AW gemessenen Dichten ($10,8 \text{ Exemplare/km}^2$ - 95% CI 5,9-17,1) mit REM und $15,2 \text{ Exemplare/km}^2$ (95% CI 7,4-26,9) mit FDS und den in JW aufgenommenen Dichten ($18,6 \text{ Exemplare/km}^2$ - 95% CI 10,7-28,2) mit REM und $21,6 \text{ Exemplare/km}^2$ (95% CI 12,0-33,9) mit FDS) waren vergleichbar, wobei die durchschnittlichen Dichten in JW höher waren als in AW, aber aufgrund der Variabilität der Ergebnisse waren die Unterschiede nicht erheblich (Abb. 17).

Der Variationskoeffizient der Gesamtergebnisse mit REM betrug 17% gegenüber 24% mit FDS. Aus der Analyse des Variationskoeffizienten CV als Funktion des kumulativen Aufwands geht hervor, dass eine ähnliche Reduktion der Variabilität der Ergebnisse zwischen REM&FDS mit dem Anstieg des Überwachungsaufwands einhergeht (Abb. 18). Die erste deutliche Steigungsänderung der REM-Kurve, liegt ungefähr bei 300 Fallen-Tagen. Dieser Punkt kann als ein guter Kompromiss zwischen der Variabilität der Ergebnisse und des Überwachungsaufwandes bezeichnet werden. An dieser Stelle erhält man einen CV, der sich, angesichts einer starken Aufwandverringerung für Feldarbeit, nicht sehr stark vom maximal erfassten unterscheidet (740 Fallen-Tage). Nach 300 Fallen-Tagen (ca. 2 Wochen) wurden im Guegenhard durchschnittlich 150 Rehbeobachtungen (Fotos/Videos) gemacht.

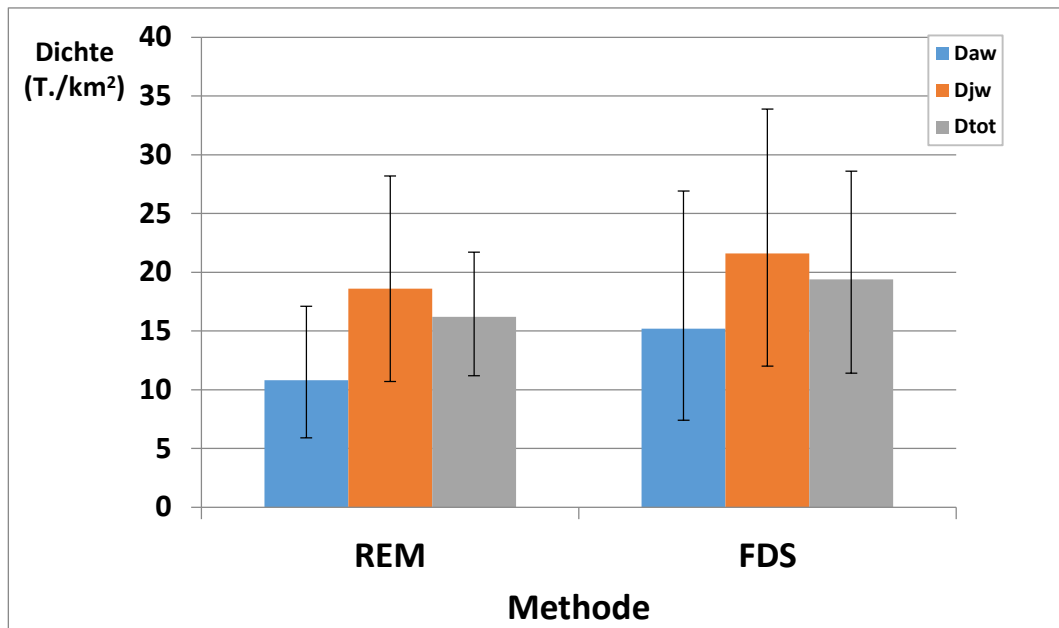


Abbildung 17: Vergleich der mit REM und FDS in ZH 1 Guegenhard nachgewiesenen Rehwildldichte (Anzahl Tiere pro km²) im Wald ausserhalb Verjüngungsphase (Daw), Wald in Verjüngungsphase (Djw) und total (Dtot), in Periode B (November-Dezember 2018); 95% Konfidenzintervall CI.

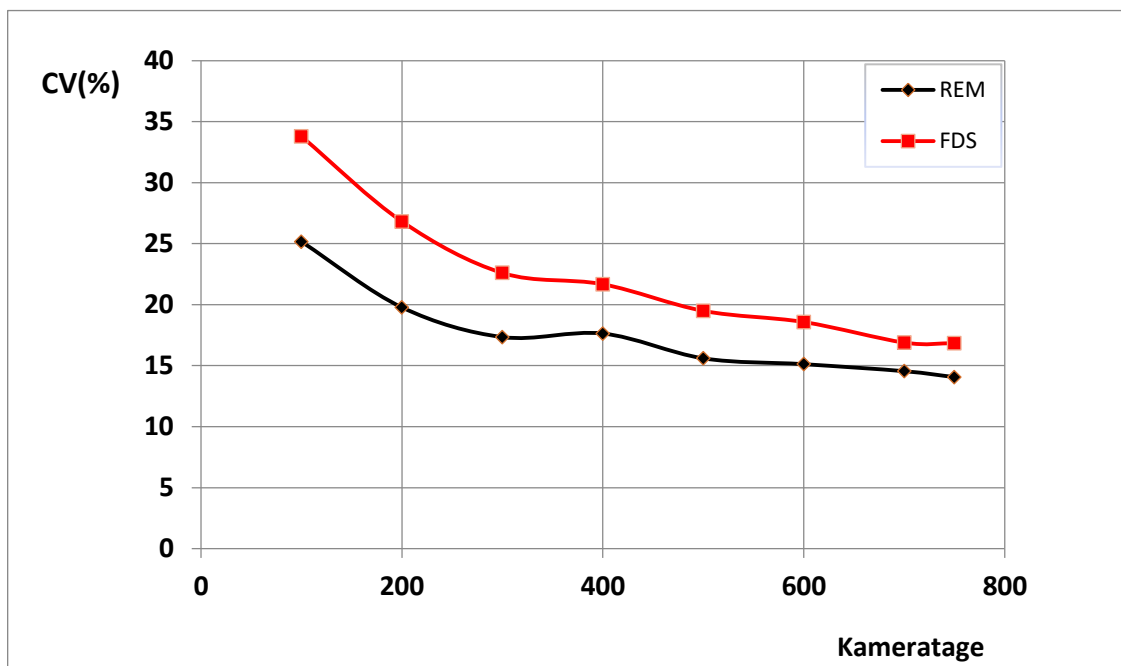


Abbildung 18: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Rehwildererhebungen in der Periode B in ZH 1 Guegenhard (November-Dezember 2018).

Fuchsdichte

Random Encounter Model

Insgesamt wurden von den 270 Fuchsaufnahmen 108 (40%) im Zeitraum A und 162 (60%) im Zeitraum B für eine gesamthafte *trap-rate* (Zeiträume A+B) von 0,19 (SE 0,03) Fuchsaufnahmen pro Station und Tag aufgenommen (min.=0, max.=1,17; Tabelle 7). Die Füchse wurden in 73,9% der Stationen fotografiert. Eine hohe Ereigniskonzentration wurde in der Nähe des Farenbachtobels im südöstlichen Teil vom Guegenhard festgestellt (Abb. 19).

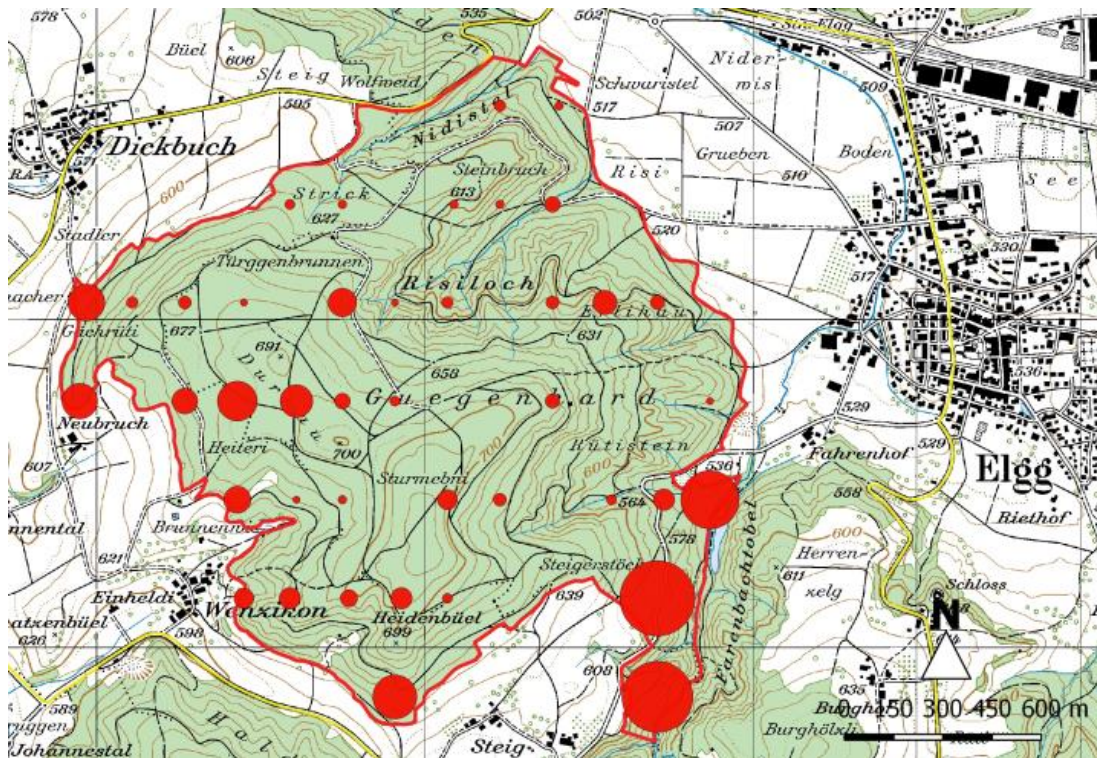


Abbildung 19: Trap-rate pro Station bei der Überwachung des Fuchses mit REM- und FDS-Methoden in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).

HABIT.	FOTOS (N°)	AUF. (Kamera- tage)	ERHEB. DISTANZ (r)		GESCH. (v)		ERHEB. WINKEL (θ)		ANZAHL/ GRUPPE (g)		AKTIVITÄT (a)	
			(m)	(SE)	(km/h)	(SE)	(rad)	(SE)	(N°)	(SE)	(N°)	(SE)
AW	97	431	7,4	0,27	0,28	--	0,36	0,01	1,02	0,01	0,32	0,02
JW	173	982	6,1	0,18	0,28	--	0,36	0,01	1,01	0,01	0,32	0,02
TOT	270	1413	6,6	0,16	0,28	--	0,36	0,01	1,02	0,01	0,32	0,02

Tabelle 6: Ermittelte REM- und FDS-Parameter bei der Fuchsüberwachung in ZH 1 Guegenhard (Oktober bis Dezember 2018).

Wald ausserhalb Verjüngungsphase (AW), Wald in Verjüngungsphase (JW).

METHODE	PERIODE	N°	Daw (T./km ²)	LCI	UCI	Djw (T./km ²)	LCI	UCI	Dtot (T./km ²)	LCI	UCI
REM	A	108	5,1	2,1	8,6	4,8	2,6	7,4	4,9	3,1	7,1
	B	162	6,9	2,3	12,3	6,5	3,4	10,8	6,6	3,8	10,0
	TOT	270	6,0	3,1	9,3	5,7	3,7	8,2	5,8	4,1	7,7
FDS	A	495	1,9	0,7	3,4	4,8	1,8	11,5	3,8	1,8	8,6
	B	627	2,3	0,6	4,8	4,4	1,7	8,7	3,6	1,7	6,8
	TOT	1118	2,4	0,9	4,3	4,4	2,5	6,7	3,6	2,2	5,5

Tabelle 7: Fuchs-Dichte in ZH 1 Guegenhard, gemessen mit Methodik REM & FDS, in zwei Perioden (A und B) und zwei Lebensräumen (AW und JW).

LCI unteres Konfidenzintervall, UCI oberes Konfidenzintervall.

Ein weiteres Gebiet mit hohen *trap-rate*-Werten war der Südwesthang des Untersuchungsgebietes oberhalb Wenzikon und Neubruch (Abb. 19). In den Zeiträumen A+B wurden im AW 97 (35,9%) Fotos von Füchse und im JW 173 (64,1%) aufgenommen (Tabelle 6). Insgesamt betrug der Erfassungsabstand (r) unter Berücksichtigung der in AW und JW gesammelten Daten 6,6 m (SE 0,16) ($n=270$) und der Erfassungswinkel der Fotofalle (θ) (gemessen an Huftieren) betrug 0,36 rad (SE 0,01) ($n=743$), was 20,6° entspricht.

Die in den Schätzungen verwendete durchschnittliche Fortbewegungsgeschwindigkeit (v) betrug 0,28 km/h (aus der Bibliographie), während die Gruppengrösse (g) auf 1,02 Exemplare/Gruppe (SE 0,01) ($n=270$) geschätzt wurde. Die Guegenhard Füchse zeigten eine höhere nächtliche Aktivität als tagsüber mit einer grossen Aktivitätsspitze nach Sonnenuntergang (Abb. 20). Die gesamte Tagesaktivität betrug 0,32 (SE 0,02) ($n=270$). Insgesamt wurde über den gesamten Überwachungszeitraum (Zeiträume A+B) eine Fuchsdichte von 5,8 Exemplare/km² (95% CI 4,1-7,7) beobachtet, ohne erhebliche Unterschiede zwischen AW (6,0 Exemplare/km² - 95% CI 3,1-9,3) und JW (5,7 Exemplare/km² - 95% CI 3,7-8,2) zu zeigen (Tabelle 7). Darüber hinaus wurden keine wesentlichen Unterschiede zwischen der Gesamtfuchsdichte im Zeitraum A (4,9 Exemplare/km²; 95% CI 3,1-7,1) und im Zeitraum B (6,6 Exemplare/km² - 95% CI 3,8-10,0) festgestellt (Abb. 21).

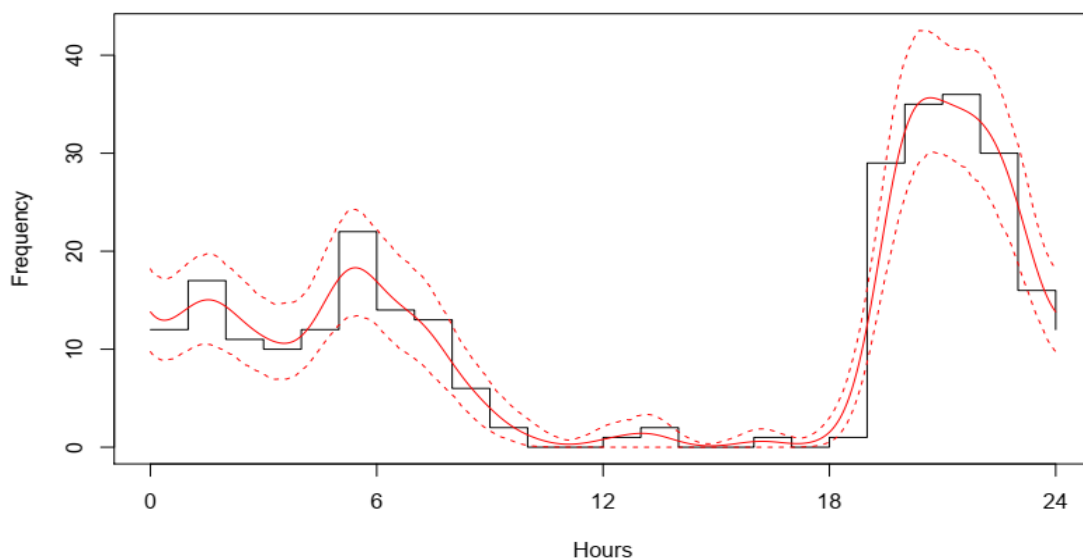


Abbildung 20: Aktivität des Fuchses mit Konfidenzintervallen in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018)

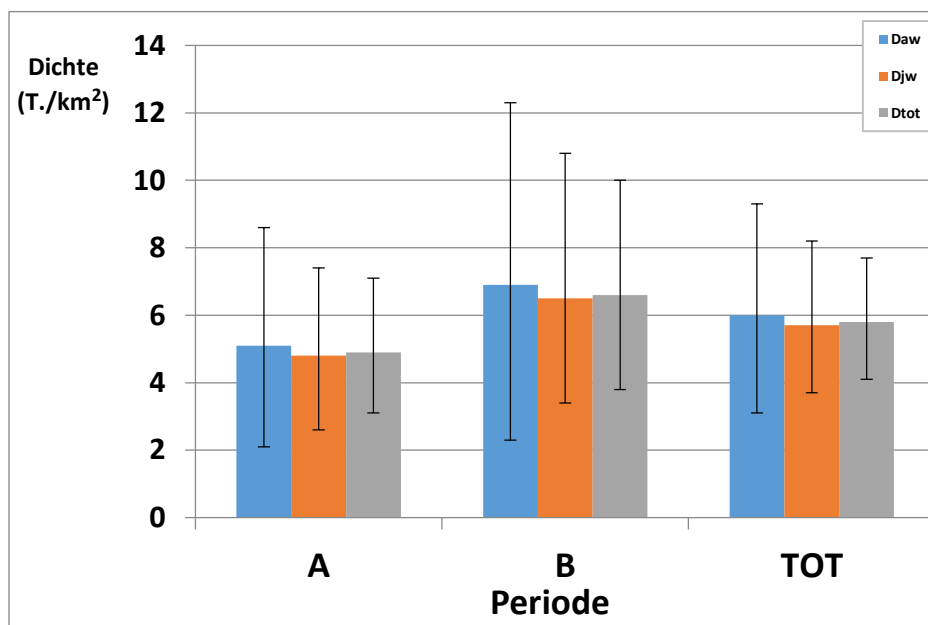


Abbildung 21: Vergleich der mit REM und FDS in ZH 1 Guegenhard ermittelten Fuchs-Dichte, gemessen nach Zeitraum (A und B) (Oktober-Dezember 2018) und Lebensraum (Wald ausserhalb Verjüngungsphase - Daw, Wald in Verjüngungsphase - Djw, Dtotal - Dtot); 95% Konfidenzintervall.

Distance Sampling mit Fotofallen

Im Gegensatz zu den Rehwildmessungen im ersten Beobachtungszeitraum (A) wurden bei der Fuchsüberwachung keine Probleme mit der konservativen Strategie (Latenzzeit) festgestellt. Tatsächlich wurde nur ein marginaler Prozentsatz der Beobachtungen (2,7%) gefunden, bei denen sich der Fuchs am Ende des 20-Sekunden-Films noch im Feldwinkel der Fotofalle befand, so dass es möglich war, auch im Zeitraum A eine Schätzung mit der FDS ohne eine erhebliche Unterbewertung abzugeben.

Aus der Analyse von Fotos und Videos aus den Zeiträumen A+B (n=270), wurden 1185 am Computer geschätzte Abstände zwischen den sichtbaren Tieren und der Fotofalle, mit durchschnittlich 4,4 Abständen für jede unabhängige Beobachtung, erfasst. Aus einer Vorprüfung der Frequenzen wurden keine besonderen Probleme in der Datenstruktur festgestellt. Nur in den ersten 2 Entfernungintervallen (0-2m) gab es Beobachtungslücken, so dass die Daten nach links bei einem Wert von 2m gekürzt wurden. Es wurden keine grösseren Strukturprobleme der bei grösseren Entfernungen gemessenen Frequenzen festgestellt, obwohl eine leichte Kürzung (5%) verwendet wurde, um die letzten Werte zu eliminieren, die zu einem langen Ende in der Frequenzaufteilung führten. Nach linker und rechter Kürzung wurden 67 Beobachtungen eliminiert, was 5,6% der Daten entspricht.

Das *Uniform-Modell* mit 2 Kosinusanpassungen war dasjenige, das den AIC minimierte, weshalb es für die Analyse der Gesamtdaten unter den verschiedenen Modellen ausgewählt wurde. Die gemessene Fuchsdichte während des gesamten Überwachungszeitraums (A+B) betrug 3,6 Exemplare/km² (95% CI 2,2-5,5; Tabelle 7). Die Dichte im Zeitraum A und diejenige im Zeitraum B zeigten eine bemerkenswerte Übereinstimmung mit einem jeweiligen Wert von 3,8 Exemplare/km² (95% CI 1,8-8,6) und 3,6 Exemplare/km² (95% CI 1,7-6,8). Die Variabilität der Gesamtdichteschätzungen (Zeiträume A+B) wurde im Durchschnitt mit 97,9% der Begegnungsrate und mit 2,1% der Erkennungswahrscheinlichkeit bestimmt. In der Datenanalyse wurde der Wert von θ (0,359 rad SE 0,02) für die beiden betrachteten Zeiträume (A+B) als konstant angesehen. Die Fuchsaktivität, die in der Dichteschätzung verwendet wurde, war

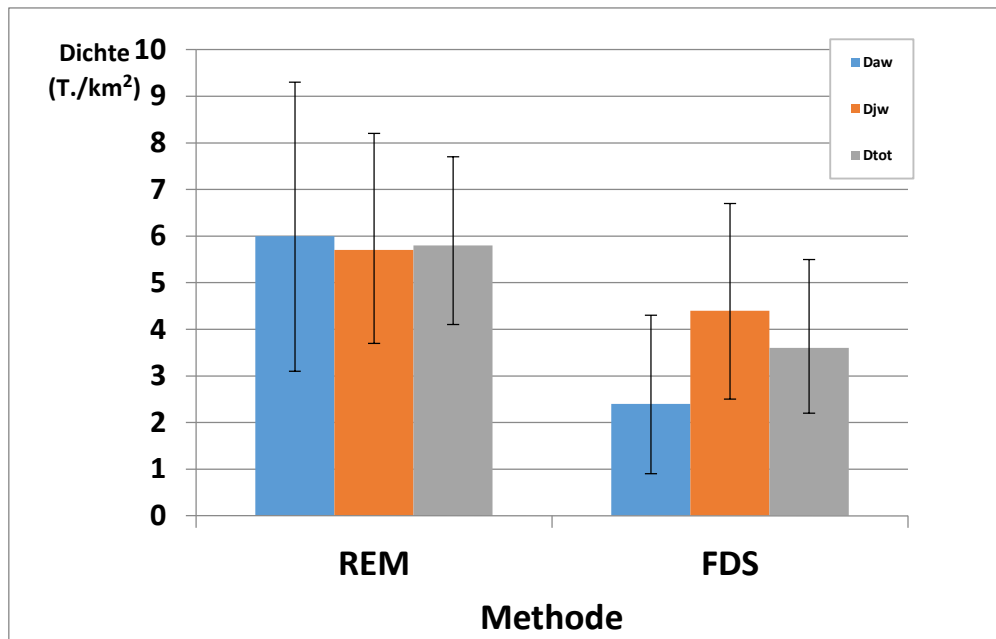


Abbildung 22: Vergleich der mit REM und FDS in der A+B-Periode in ZH 1 Guegenhard nachgewiesenen Fuchsdichten (Oktober-Dezember 2018) im Wald ausserhalb Verjüngungsphase (Daw), Wald in Verjüngungsphase (Djw) und total (Dtot); 95% Konfidenzintervall CI.

gleich 0,355 (SE 0,05) im Zeitraum A, 0,272 (SE 0,03) im Zeitraum B und 0,320 (SE 0,02) im Gesamtzeitraum.

Vergleich zwischen REM und FDS (Zeitraum A+B)

Der Vergleich der beiden Methoden über den gesamten Beobachtungszeitraum (A+B) ergab mit REM eine Gesamtdichte im Studiengebiet (5,8 Exemplare/km² - 95% CI 4,1-7,7), die sich nicht erheblich von derjenigen mit FDS (3,6 Exemplare/km² - 95% CI 2,2-5,5) unterschied (Abb. 22). Die mit der FDS-Methode gemessenen Dichten in AW (2,4 Exemplare/km² - 95% CI 0,9-4,3) und JW (4,4 Exemplare/km² - 95% CI 2,5-6,7) waren niedriger als die, die mit REM berechnet wurden (AW=6,0 Exemplare/km² - 95% CI 3,1-9,3 - JW=5,7 Exemplare/km² - 95% CI 3,7-8,2), auch wenn die Unterschiede statistisch nicht bedeutend waren (Abb. 22). Der Variationskoeffizient der Gesamtergebnisse mit REM betrug 17% gegenüber 26% mit FDS.

Dachsdichte

Random Encounter Model

Insgesamt wurden im Zeitraum A 22 Fotos/Filme von Exemplaren aufgenommen mit einer *trap-rate* von 0,03 (SE 0,01) Aufnahmen pro Station und Tag (min.=0, max.=0,29) (Tabelle 8).

METHODE	PERIODE	N°	Daw			Djw			Dtot		
			(T./kmq)	LCI	UCI	(T./kmq)	LCI	UCI	(T./kmq)	LCI	UCI
REM	A	22	--	--	--	--	--	--	1,4	0,40	2,60

Tabelle 8: Dachsdichte in ZH 1 Guegenhard, gemessen mit REM in Periode A (Oktober -November 2018); LCI unteres Konfidenzintervall, UCI oberes Konfidenzintervall.

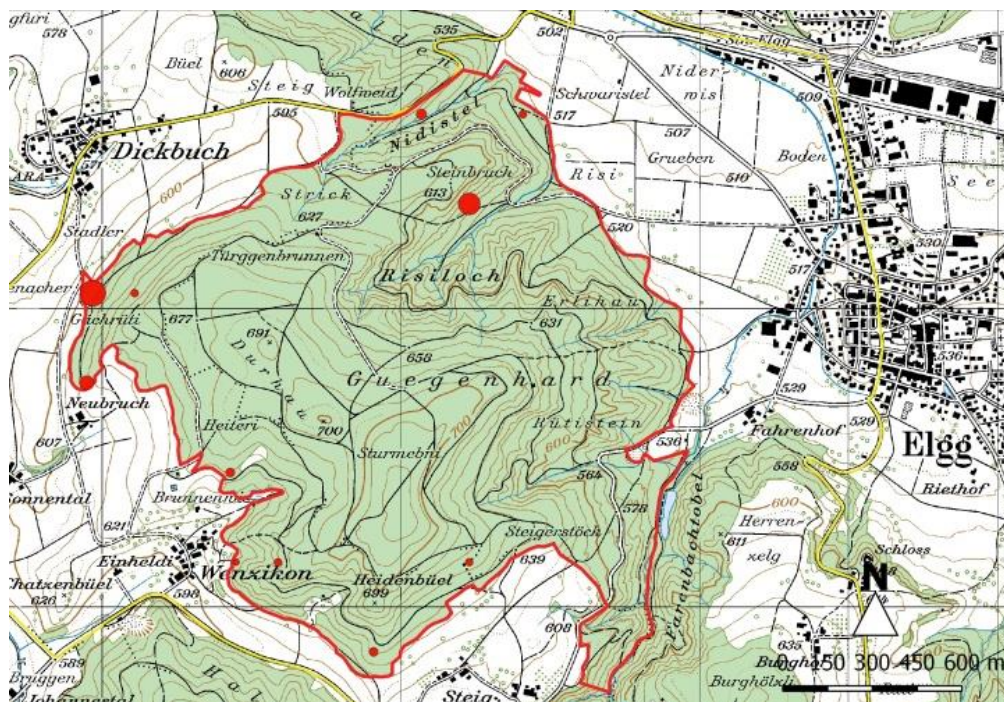


Abbildung 23: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Dachsen mit REM-Methode in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).

Die Dachse sind in 26,4% an hauptsächlich am Waldrand gelegenen Stationen in allen Sektoren des Guegenhards ausser im Osten fotografiert worden (Abb. 23). Der durch die Fotos geschätzte Erfassungsabstand (r) betrug 6,0 m (SE 0,41) ($n=22$) und der Erfassungswinkel, der in der Dichteberechnung verwendeten Fotofalle (θ - gemessen an Huftieren), war 0,36 rad (SE 0,01) ($n=743$), der 20,6° entsprach. Die für die Schätzung verwendete Durchschnittsgeschwindigkeit der Tiere (v) betrug 0,217 km/h (aus der Bibliographie), während immer Einzeltiere fotografiert wurden ($g=1$). Die Gesamtaktivität über den Tag verteilt betrug 0,27 (SE 0,05) ($n=22$). Insgesamt wurde während der Überwachung im Zeitraum A eine Dachsdichte von 1,4 Exemplare/km² (95% CI 0,4-2,6) beobachtet (Tabelle 8).

PHASE 2: HARDWALD (ZH 2) und STRASSBERG (ZH 3)

Beobachtungen und mögliche Dichteberechnungen

Insgesamt wurden während des ca. 3-monatigen Monitorings während der Sommersaison im Hardwald (12.06.19-13.09.19) und auf dem Strassberg (13.06.19-24.09.19) alle geplanten theoretischen Stationen genutzt (22 im Hardwald und 13 auf dem Strassberg), mit einem Überwachungsaufwand von 842 Kameratage im Hardwald und 560 Kameratage auf dem Strassberg (Tabelle 11). Während der gesamten Zeit wurden keine Fälle gefunden, in denen die Fotofallen nicht funktionierten. Die wenigen Fälle, in denen Anomalien festgestellt wurden, die hauptsächlich auf die Unterbrechung der Videofunktion zurückzuführen waren, waren von kurzer Dauer und daher nicht signifikant. Die Gesamtzahl der unabhängigen Beobachtungen betrug 1'068 im Hardwald und 758 im Strassberg, verteilt auf 4 verschiedene Tierarten (Tabelle 9). Unter den Huftieren war das Reh mit 72,6 % der im Hardwald registrierten Beobachtungen ($n=775$) die am häufigsten fotografierte Art, während Wildschwein, Fuchs und Dachs jeweils 1,2 % ($n=13$), 23,5 % ($n=251$) und 2,7 % ($n=29$) der

ARTEN	HW		SB		Dichte (REM)		Dichte (FDS)	
	FOTOS (N°)	FOTOS (%)	FOTOS (N°)	FOTOS (%)	HW	SB	HW	SB
Reh	775	72,6	458	60,4	ja	ja	ja	ja
Wildschwein	13	1,2	129	17,0	ja	ja	wF	ja
Fuchs	251	23,5	168	22,2	ja	ja	--	--
Dachs	29	2,7	3	0,4	ja	wF	--	--
Tot.	1068		758					

Tabelle 9: Liste der beobachteten Arten im REM & FDS-Monitoring in ZH 2 Hardwald (HW) und ZH 3 Strassberg (SB) (Juni-September 2019)

wF = zu wenige Fotos.

Beobachtungen ausmachten (Tabelle 9). In Strassberg wurde das Reh mit 60,4% der Beobachtungen (n=458) ebenfalls am häufigsten fotografiert, aber das Wildschwein wurde (n=129) viel häufiger fotografiert als im Hardwald (17,0%). Unter Berücksichtigung der anderen Säugetiere, die im Strassberg beobachtet wurden, konnten 22,2% (n=168) der Fotografien dem Fuchs und 0,4% (n=3) dem Dachs zugeordnet werden (Tabelle 9). Für die Huftiere war es möglich, ihre Dichten mittels REM und FDS abzuschätzen, mit Ausnahme des Wildschweins im Hardwald, wo eine Dichteschätzung mit FDS aufgrund einer unzureichenden Anzahl von Beobachtungen nicht möglich war (n=13 - Tabelle 9). Aufgrund desselben Problems (n=3) war es nicht möglich, die Dachsdichte am Strassberg mit der REM-Methodik zu schätzen (Tabelle 9). Die Fotofallen wurden im Hardwald in einer mittleren Entfernung von ihrem theoretischen Punkt von 12,7 m (min.=2, max.=22,7) aufgestellt, während sie im Strassberg in einer mittleren Entfernung von 11,1 m (min.=2, max.=19,9) aufgestellt wurden. Die durchschnittliche Höhe der Fotofallen vom Boden aus betrug 44,2 cm (min.=30, max.=61) und 43,8 cm (min.=35, max.=49).

Rehwildddichte

Random Encounter Model

In Hardwald betrug die mit REM gemessene Rehdichte 16,5 Exemplare/km² (95% CI 10,3-24,2) und

ART	HARDWALD								STRASSBERG							
	REM				FDS				REM				FDS			
	D				D				D				D			
	N°	REM	LCI	UCI	N°	FDS	LCI	UCI	N°	REM	LCI	UCI	N°	FDS	LCI	UCI
REH	775	16,5	10,3	24,2	2286	28,5	15,5	44,1	458	15,8	9,6	24,1	1254	16,6	9,5	25,4
WILDSCHWEIN	13	0,2	0,0	0,4	-	-	-	-	129	9,9	4,7	16,1	1221	11,9	6,1	19,3
FUCHS	251	9,3	5,1	14,1					168	9,5	4,0	15,6				
DACHS	29	1,4	0,3	3,0					-	-	-	-				

Tabelle 10: Dichte von vier Arten, die mit den REM- und FDS-Methoden in den Wäldern von ZH 2 Hardwald und ZH 3 Strassberg im Zeitraum Juni bis September 2019 beobachtet wurden.

LCI= Unteres Konfidenzintervall. UCI= Oberes Konfidenzintervall.

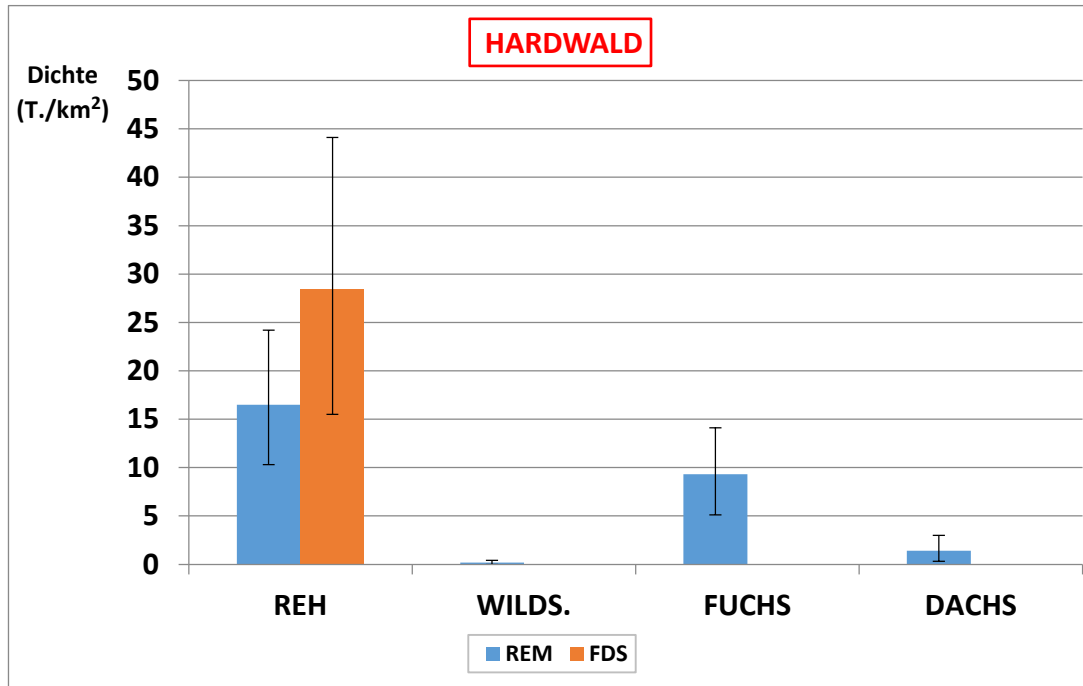


Abbildung 24: Dichte (Anzahl Tiere pro km²) mit Konfidenzintervallen von vier Arten, die in ZH 2 Hardwald mit der REM & FDS-Methode im Zeitraum Juni bis September 2019 nachgewiesen wurden.

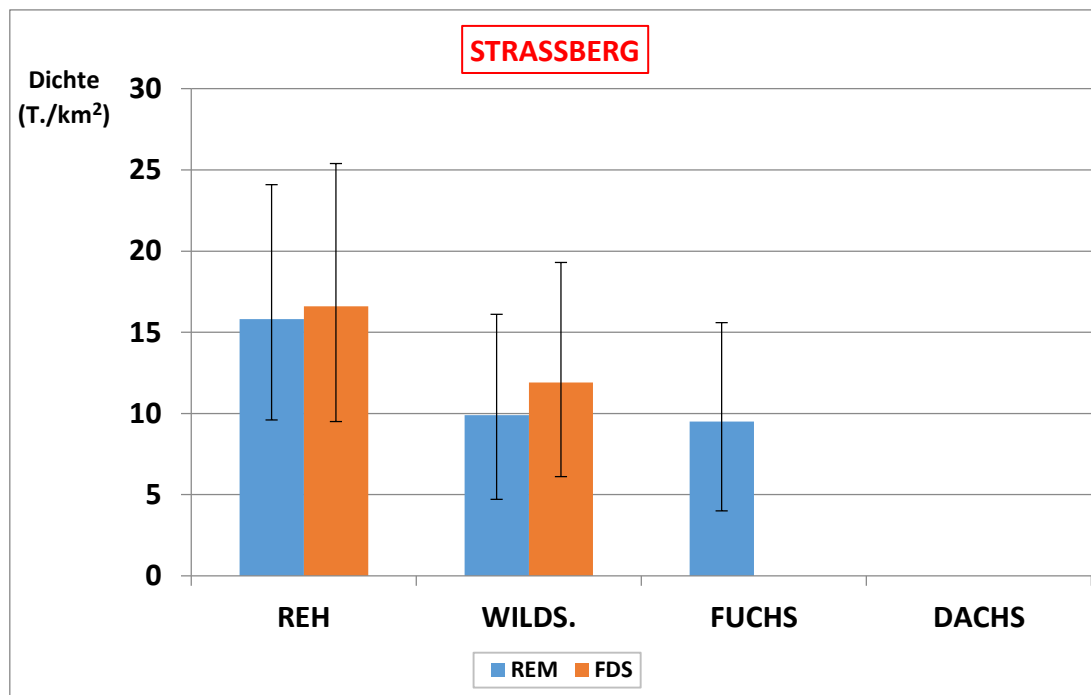


Abbildung 25: Grafik der Dichten mit Konfidenzintervallen von vier Arten, die mit den REM- und FDS-Methoden in ZH 3 Strassberg im Zeitraum Juni bis September 2019 nachgewiesen wurden.

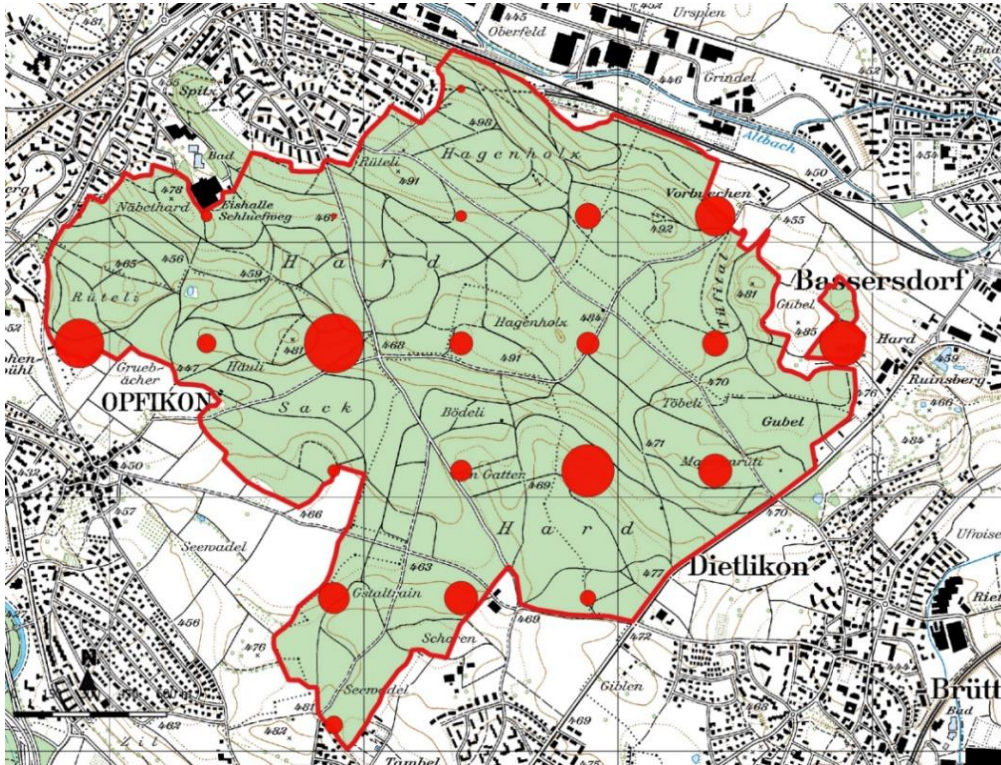


Abbildung 26: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Rehwild mit REM- und FDS-Methoden in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).

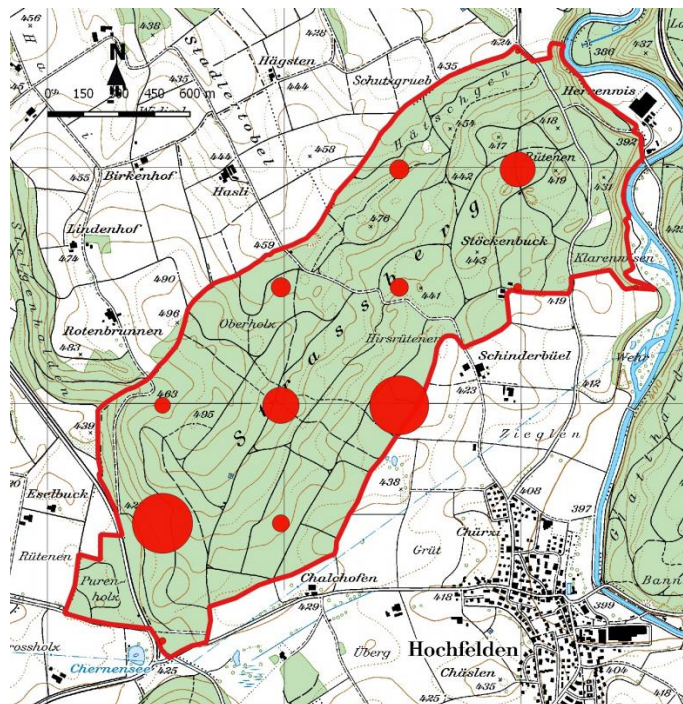


Abbildung 27: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Rehwild mit REM- und FDS-Methoden in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).

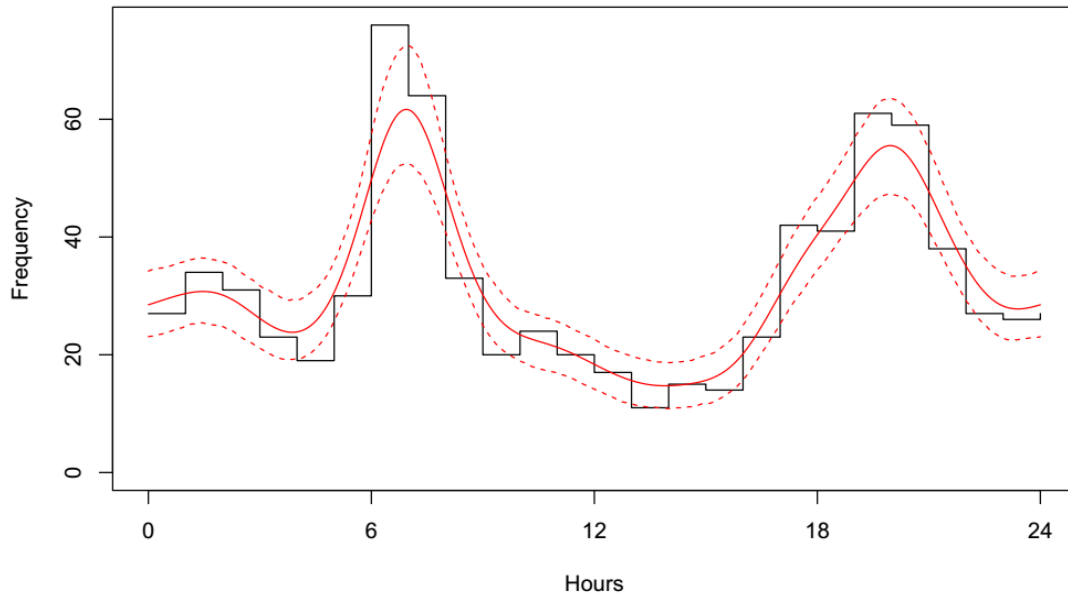


Abbildung 28: Rehaktivität in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).

unterschied sich damit nicht signifikant von der in Strassberg geschätzten Dichte, die 15,8 Exemplare/km² betrug (95% CI 9,6-24,1 - Tabelle 10 – Abb. 24-25). Die berechnete Fallenrate in den beiden Untersuchungsgebieten betrug 0,93 SE 0,14 (min.=0, max.=2,4) bzw. 0,82 SE 0,16 Rehe pro Tag, die an der Station fotografiert wurden (min.=0,2, max.=1,9). Die Rehe wurden in fast allen Stationen (95,4%) und nahezu homogen im gesamten Hardwald fotografiert, mit Ausnahme der näher am Zentrum von Kloten gelegenen Stationen, wo sie weniger häufig fotografiert wurden (Abb. 26). Rehe wurden an allen Stationen im Strassberg nachgewiesen, mit einer ziemlich homogenen Verteilung der Fallenrate (Abb. 27). Insgesamt betrug der Erfassungsabstand (r) im Hardwald 6,8 m SE 0,17 ($n=384$) und der Erfassungswinkel der Falle (θ) 0,29 rad SE 0,01 ($n=383$), was 16,7° entspricht (Tabelle 11).

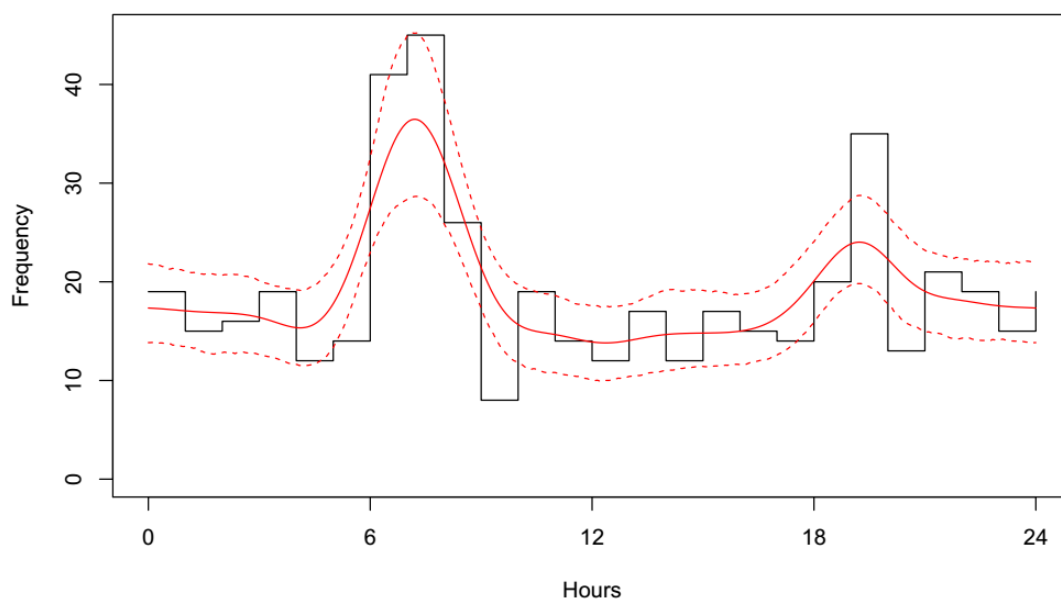


Abbildung 29: Rehaktivität in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).

Anhand der 245 Beobachtungen wurde die Durchschnittsgeschwindigkeit der Tiere (v) auf 1,16 km/h SE 0,06 und die Herdengrösse (g) auf 1,26 Exemplare/Gruppe SE 0,02 ($n=775$ - Tabelle 11) geschätzt. In Strassberg betrugen die Parameter r , θ , v und g jeweils 7,9 m SE 0,26 ($n=221$), 0,30 rad SE 0,02 ($n=221$), 0,88 km/h SE 0,08 ($n=117$) und 1,20 Exemplare/Gruppe SE 0,02 ($n=458$ - Tabelle 11). Kumuliert man die in Hardwald und Strassberg gesammelten Beobachtungen, betrug der Wert von r 7,2 m (95% CI 6,9-7,5 - $n=605$), während θ 0,29 rad (95% CI 0,27-0,31 - $n=604$) betrug. Diese Werte waren signifikant niedriger als die theoretischen Werte der Bushnell-Fotofalle ($r=16,5$ m - $\theta=0,66$ rad). Die Gesamtaktivität des Hardwald- und Strassberg-Rehe über den ganzen Tag betrug 0,51 SE 0,04 ($n=775$) und 0,51 SE 0,06 ($n=458$ - Tabelle 11) mit zwei Aktivitätsspitzen bei Sonnenaufgang bzw. Sonnenuntergang (Abb. 28-29). Unter Berücksichtigung der im Hardwald gemessenen Durchschnittsgeschwindigkeiten und Aktivitätswerte betrug die Durchschnittsgeschwindigkeit der Rehe 0,59 km/h SE 0,03, was 14'200 m/Tag entspricht, während im Strassberg die Rehe im Durchschnitt 10'770 m/Tag zurücklegten, was einer Durchschnittsgeschwindigkeit von 0,44 km/h SE 0,04 entspricht.

Distance Sampling mit Fotofallen

Aus der Analyse von Fotos und Videos, die an 22 Beobachtungsstationen im Hardwald und 13 im Strassberg gesammelt wurden, ergaben sich Computerschätzungen von 2'410 bzw. 1'309 Entfernungen zwischen den beobachteten Tiere und der Fotofalle. Eine Vorprüfung der Häufigkeiten ergab keine besonderen Probleme in der Datenstruktur sowohl im Hardwald als auch im Strassberg. Nur im ersten Entfernungsbereich (0-1m) wurde ein Mangel an Beobachtungen festgestellt, so dass die Daten bei 1m nach links abgeschnitten wurden. Hinsichtlich der Struktur der in den grösseren Entfernungen gemessenen Frequenzen wurde eine leichte Kürzung (5%) vorgenommen, um die letzten Werte zu eliminieren, die zu einem langen Ende in der Häufigkeitsverteilung führten.

ART	ZONE	FOTOS (N°)	AUF. (kamerat.)	ERHEB. DISTANZ (r)		GESCH. (v)		ERHEB. WINKEL (θ)		ANZAHL/ GRUPPE (g)		AKTIVITÄT (a)	
				(m)	(SE)	(km/h)	(SE)	(rad)	(SE)	(N°)	(SE)	(N°)	(SE)
REH	HW	775	842	6,8	0,17	1,16	0,06	0,29	0,01	1,26	0,02	0,51	0,04
	SB	458	560	7,9	0,26	0,88	0,08	0,30	0,02	1,2	0,02	0,51	0,06
WILDSCHWEIN	HW	13	842	9,3	0,22	1,43	0,19	0,58	0,03	1	0	0,41	0,06
	SB	129	560	8	0,44	1,33	0,16	0,27	0,02	4	0,3	0,5	0,04
FUCHS	HW	251	842	6,5	0,18	0,28	--	0,30	0,01	1,01	0,01	0,36	0,04
	SB	168	560	6,5	0,21	0,28	--	0,29	0,01	1,02	0,01	0,37	0,04
DACHS	HW	29	842	7,1	0,48	0,22	--	0,30	0,01	1,07	0,07	0,32	0,05
	SB	3	560	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Tabelle 11: REM- und FDS-Parameter, die bei der Überwachung von vier Arten in den Wäldern von ZH 2 Hardwald und ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019) festgestellt wurden.

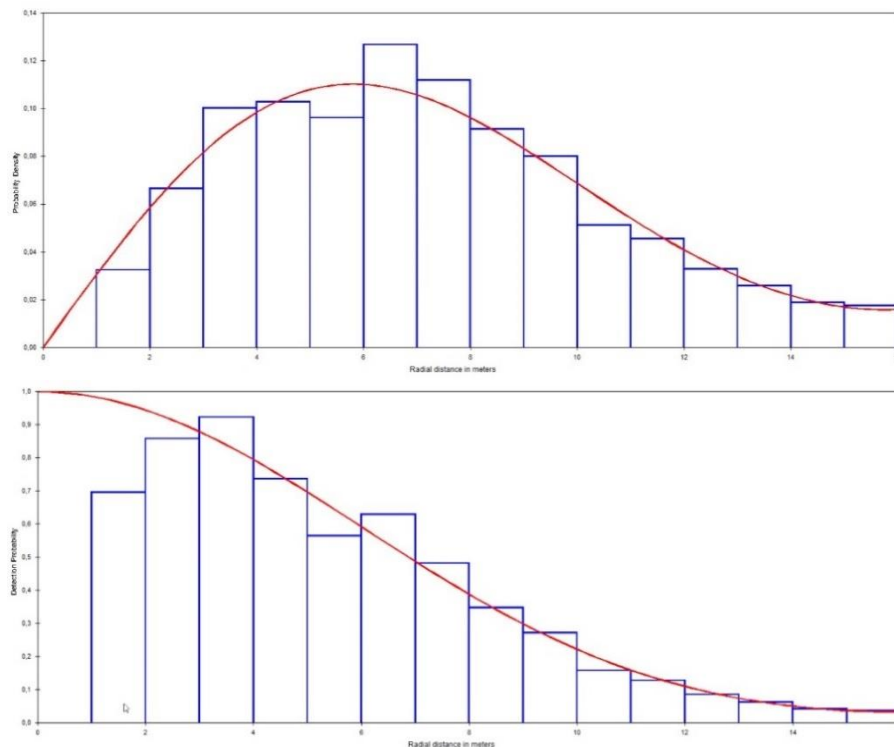


Abbildung 30: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Uniform Modells, das bei der Schätzung von Rehwild mit FDS in ZH 2 Hardwald verwendet wurde (Juni-September 2019).

Mit der links- und rechtsseitigen Kürzung wurden 124 Beobachtungen (5,1%) im Hardwald und 55 Beobachtungen (4,2%) im Strassberg eliminiert. Das *Uniform-Modell* mit 2 Kosinusanpassungen war dasjenige, das die AIC in beiden Studiengebieten minimierte, so dass es unter den verschiedenen Modellen ausgewählt wurde (Abb. 30-31). Die Dichte des Rehwildes im Hardwald betrug 28,5 Exemplare/km² (95% CI 15,5-44,1) und unterschied sich nicht signifikant von der des Strassbergs (16,6 Exemplare/km² - 95% CI 9,5-25,4 - Tabelle 10). Bei der Analyse der Daten wurden die Werte θ und die in den REM-Schätzungen verwendeten Werte berücksichtigt (Tabelle 11).

Vergleich zwischen REM und FDS

Die Rehichten im Hardwald mit REM (16,5 Exemplare/km² - 95% CI 10,3-24,2) und mit FDS (28,5 Exemplare/km² - 95% CI 15,5-44,1 - Abb. 24) erwiesen sich als nicht signifikant unterschiedlich. Ein ähnlicher Nachweis wurde am Strassberg gefunden, wo die Dichten 15,8 Exemplare/km² (95% CI 9,6-24,1) bzw. 16,6 Exemplare/km² (95% CI 9,5-25,4) betrugen (Abb. 25). Der Variationskoeffizient der Ergebnisse mit dem REM betrug im Hardwald 22% im Vergleich zu 26% mit dem FDS, während im Strassberg der CV% 24% bzw. 25% betrug. Bei der Analyse der CV%-Variation der Fallenrate als Funktion des kumulativen Aufwands wurde mit zunehmendem Überwachungsaufwand eine ähnliche Verringerung der Variabilität der Ergebnisse zwischen REM und FDS festgestellt (Abb. 32). Bei der ersten Änderung der Steigung der REM-Kurve, die ungefähr 300 Fallentagen entspricht, kann ein guter Kompromiss zwischen der Variabilität der Ergebnisse pro Überwachungsaufwand geschätzt werden. Zu diesem Zeitpunkt wird ein CV% erreicht, der praktisch dem maximalen CV% entspricht (842 Fallentage) bei einer gleichzeitig grossen Reduktion des Monitoringaufwands (64%). Auch auf dem Strassberg lässt sich zwar keine merkliche Stabilisierung der Fallenrate wie im Gebiet Guegenhard feststellen, aber der Wert des Kompromisses zwischen Aufwand und Präzision der Ergebnisse lässt sich ungefähr bei 300 Fallentagen feststellen, bei einer Reduzierung des

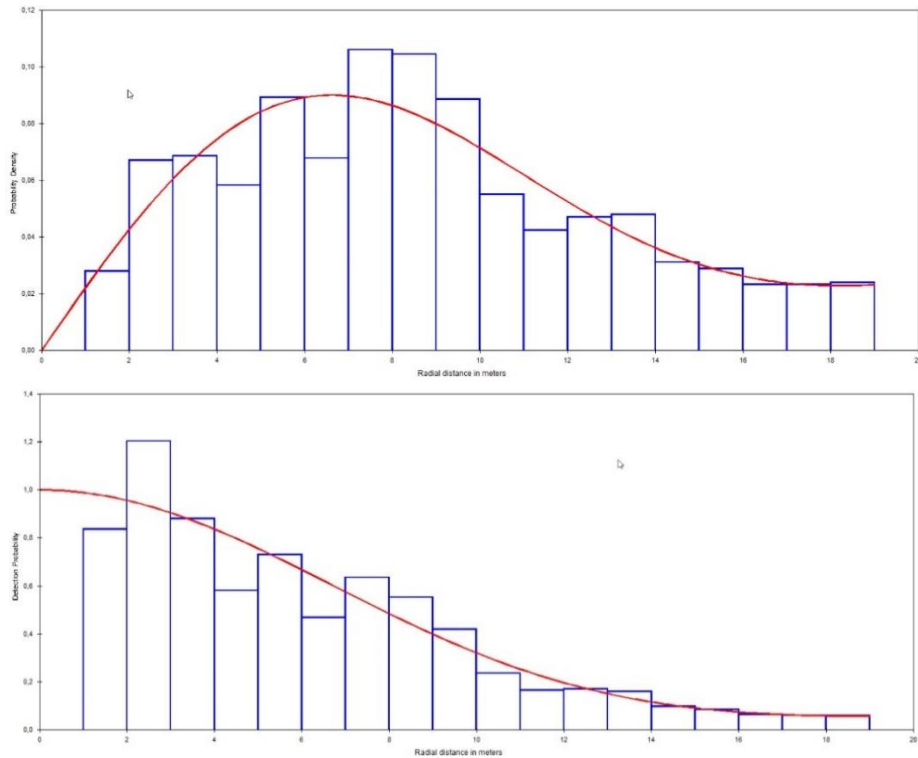


Abbildung 31: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Uniform Modells, das bei der Schätzung von Rehwild mit FDS in ZH 3 Strassberg verwendet wurde (Juni-September 2019).

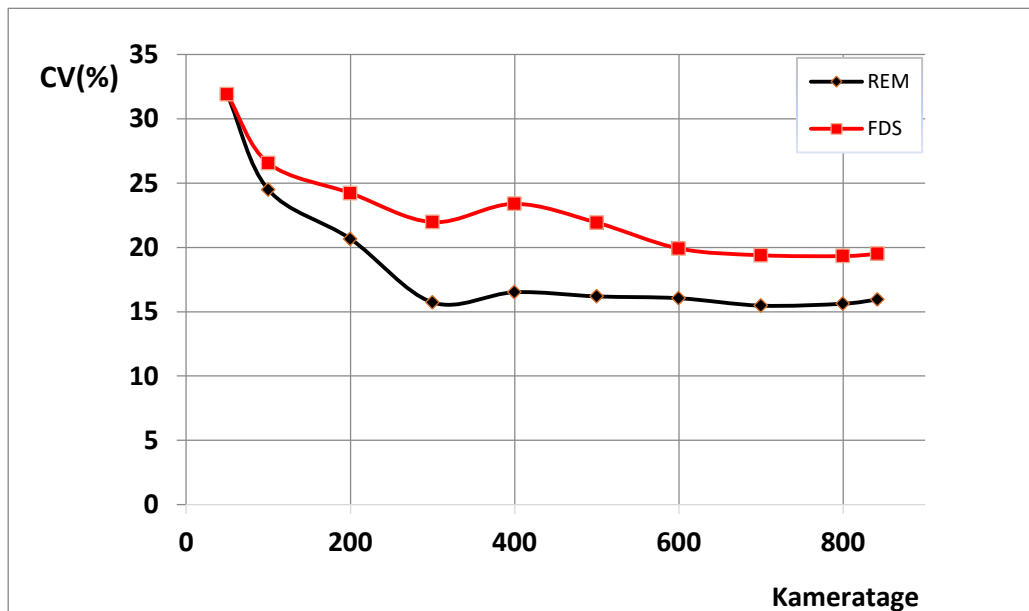


Abbildung 32: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Reherhebungen in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).

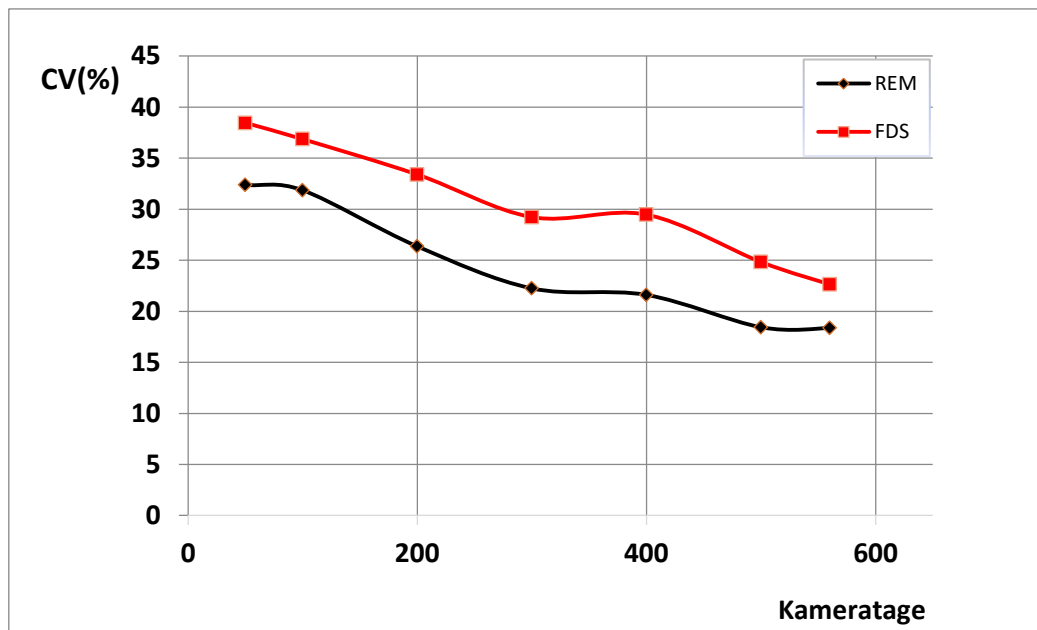


Abbildung 33: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Reherhebungen in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).

Gesamtaufwands (560 Fallentage) um 46% (Abb. 33). Nach 300 Fallentagen im Hardwald (etwa 27 Tage) wurden durchschnittlich etwa 270 unabhängige Rehbeobachtungen (Fotos/Film) gemacht, während mit dem gleichen Aufwand im Strassberg (etwa 45 Tage) durchschnittlich 245 Fotos/Videos gemacht wurden.

Wildschweindichte

Random Encounter Model

Die in den beiden Überwachungsgebieten festgestellten Wildschweindichten waren signifikant unterschiedlich. Im Hardwald wurde eine sehr geringe Dichte von 0,2 Exemplare/km² (95% CI 0-0,4) festgestellt, während sie im Strassberg 9,9 Exemplare/km² betrug (95% CI 4,7-16,1 - Tabelle 10). Die trap-rate in den beiden Zonen betrug 0,01 SE 0,009 (min.=0, max.=0,2) bzw. 0,23 SE 0,04 (min.=0, max.=0,46). Wildschweine wurden im Hardwald nur an 3 Stationen (13,6%) fotografiert, insbesondere an einer Station in der Nähe eines Maisfelds (Abb. 34), während sie im Strassberg fast überall fotografiert wurden (92,3% der Stationen - Abb. 35). Im Hardwald waren die Parameter r , θ , v und g jeweils 9,3 m SE 0,22 (n=13), 0,58 rad SE 0,03 (n=13), 1,43 km/h SE 0,19 (n=13) und 1,0 Exemplare/Gruppe SE 0 (n=13), im Strassberg demgegenüber jeweils 8,0 SE 0,44 (n=120), 0,27 rad SE 0,02 (n=120), 1,33 km/h SE 0,16 (n=78) und 4,0 Exemplare/Gruppe SE 0,3 (n=129 - Tabelle 11). Kumuliert man die im Hardwald und Strassberg gesammelten Beobachtungen, betrug der Wert von r 8,1 m (95% CI 7,3-8,9 - n=133), während θ 0,30 rad (95% CI 0,26-0,34 - n=133) betrug. Diese Werte waren signifikant niedriger als die theoretischen Werte der Bushnell-Fotofalle ($r=16,5$ m - $\theta=0,66$ rad). Die Gesamtaktivität des Hardwald- und Strassberg-Wildschweins betrug 0,41 SE 0,06 (n=13) bzw. 0,50 SE 0,04 (n=129 - Tabelle 11) und fand hauptsächlich während der Nacht statt (Abb. 36). Die Durchschnittsgeschwindigkeit der Wildschweine im Hardwald betrug nach Multiplikation mit der relativen Aktivität 0,58 km/h SE 0,08, was 13'920 m/Tag entspricht, während im Strassberg die Wildschweine im Durchschnitt 16'080 m/Tag zurücklegten, was einer Durchschnittsgeschwindigkeit von 0,67 km/h SE 0,08 entspricht.

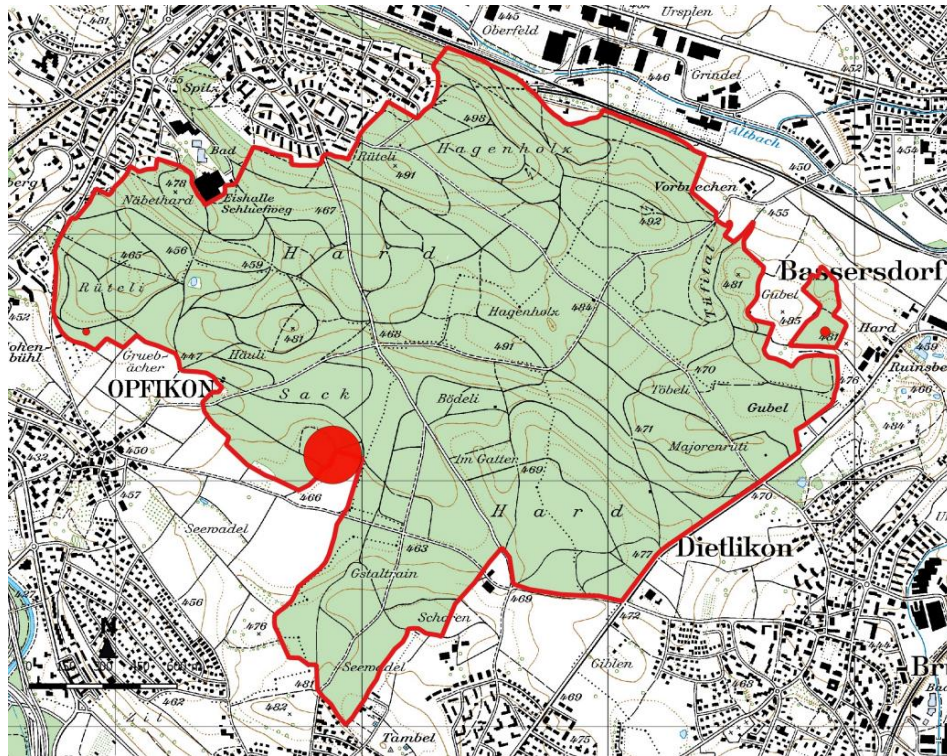


Abbildung 34: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Wildschweinen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).

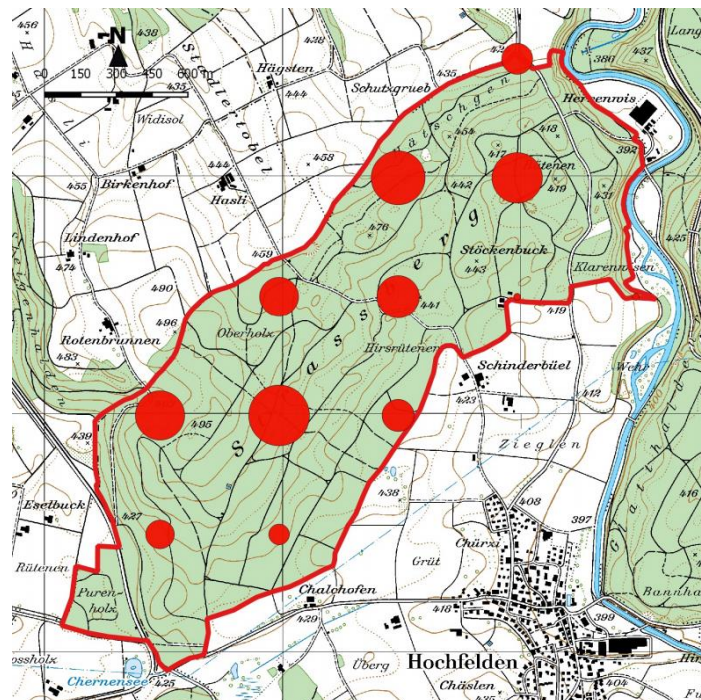


Abbildung 35: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Wildschweinen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).

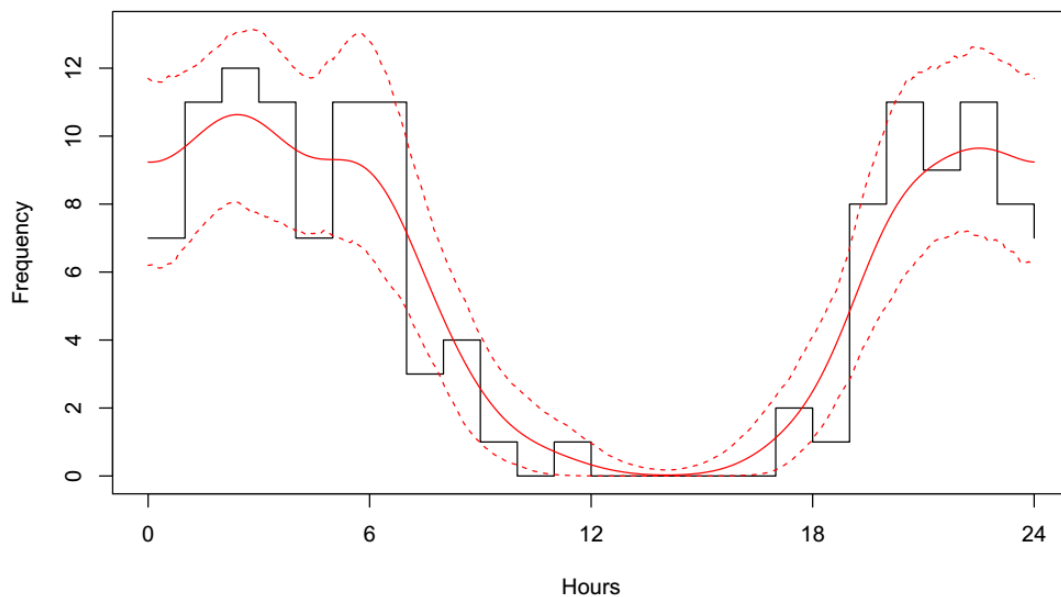


Abbildung 36: Wildschweinaktivität in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).

Distance Sampling mit Fotofallen

Für das Gebiet von Strassberg wurden insgesamt 1'309 Entfernungen zwischen den beobachteten Tieren und der Fotofalle geschätzt, während es im Hardwald aufgrund einer unzureichenden Anzahl von Beobachtungen nicht möglich war, mit der FDS-Methode fortzufahren. Obwohl keine Probleme in der Datenstruktur festgestellt wurden, war es notwendig, für eine kleine Anzahl von Beobachtungen im Bereich der Entfernungen zwischen 0 und 1 m mit einer Kürzung auf der linken Seite bei 1 m fortzufahren. Ebenso wurden 5% der Daten auf der rechten Seite der Verteilung gelöscht, um das lange Ende der Daten zu eliminieren. Mit der links- und rechtsseitigen Kürzung wurden 85 Beobachtungen, d.h. 6,5% der Daten, eliminiert. Das *Half-Normal-Modell* mit 1 Kosinus-Anpassung war dasjenige, das die AIC minimierte, so dass es unter den verschiedenen Modellen ausgewählt wurde (Abb. 37). Die vom Wildschwein auf dem Strassberg festgestellte Dichte betrug 11,9 Exemplare/km² (95% CI 6,1-19,3 - Tabelle 10). Bei der Analyse der Daten wurden die Werte von θ berücksichtigt und in den Schätzungen mit der REM-Methode verwendet (Tabelle 11).

Vergleich zwischen REM und FDS

Die Unterschiede, die in den Wildschweindichten im Strassberg mit REM (9,9 Exemplare/km² - 95% CI 4,7-16,1) gefunden wurden, unterschieden sich nicht signifikant von denen, die mit FDS gefunden wurden (11,9 Exemplare/km² - 95% CI 6,1-19,3 - Abb. 25). Die Variationskoeffizienten der Ergebnisse mit REM und FDS lagen bei 27% bzw. 29%. Bei der Analyse der CV%-Änderung der Fallenrate als Funktion des kumulativen Aufwands wurde eine ähnliche Verringerung der Variabilität der Ergebnisse zwischen REM und FDS mit zunehmendem Überwachungsaufwand festgestellt (Abb. 38). Bei der ersten Änderung der Steigung der REM-Kurve, die ungefähr 200 Fallentagen entspricht, ist ein guter Kompromiss zwischen der Variabilität der Ergebnisse und dem Monitoringaufwand möglich. Zu diesem Zeitpunkt wird ein etwas höherer CV%-Wert im Vergleich zum maximal erfassten CV%-Wert (560 Fallentage) bei einer gleichzeitig starken Reduktion des Feldaufwands (64%) erreicht. Im Strassberg wurden nach 200 Fallentagen (etwa 30 Tage) im Durchschnitt etwa 46 unabhängige Wildschweinbeobachtungen (Fotos/Film) gemacht.

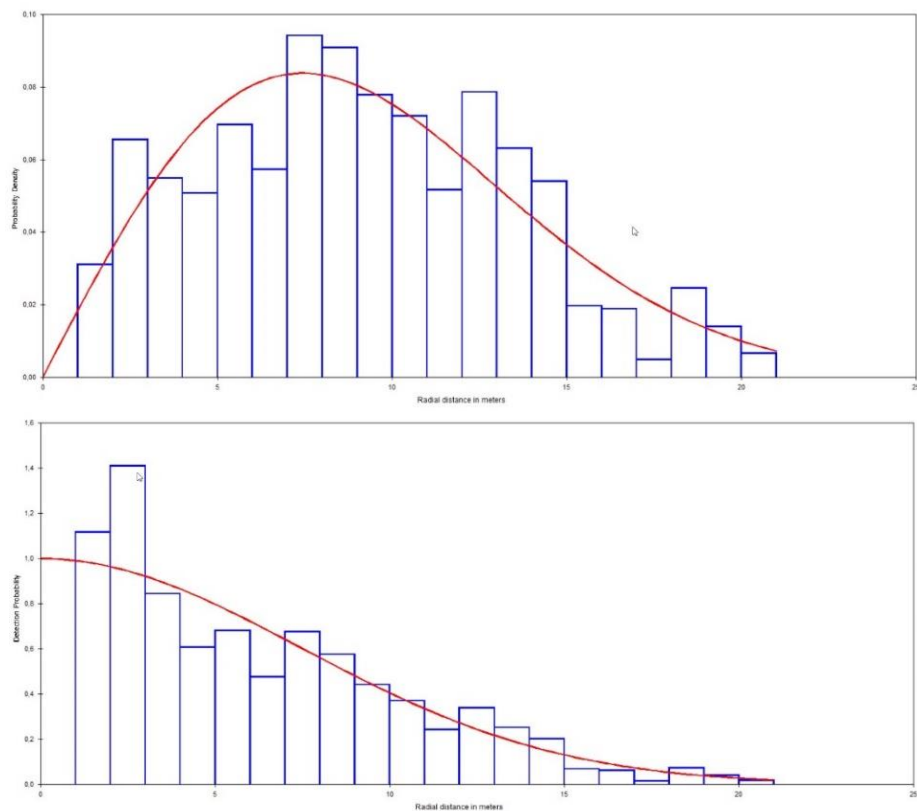


Abbildung 37: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Half-Normal Modells, das bei der Schätzung von Wildschweinen mit FDS in ZH 3 Strassberg verwendet wurde (Juni-September 2019).

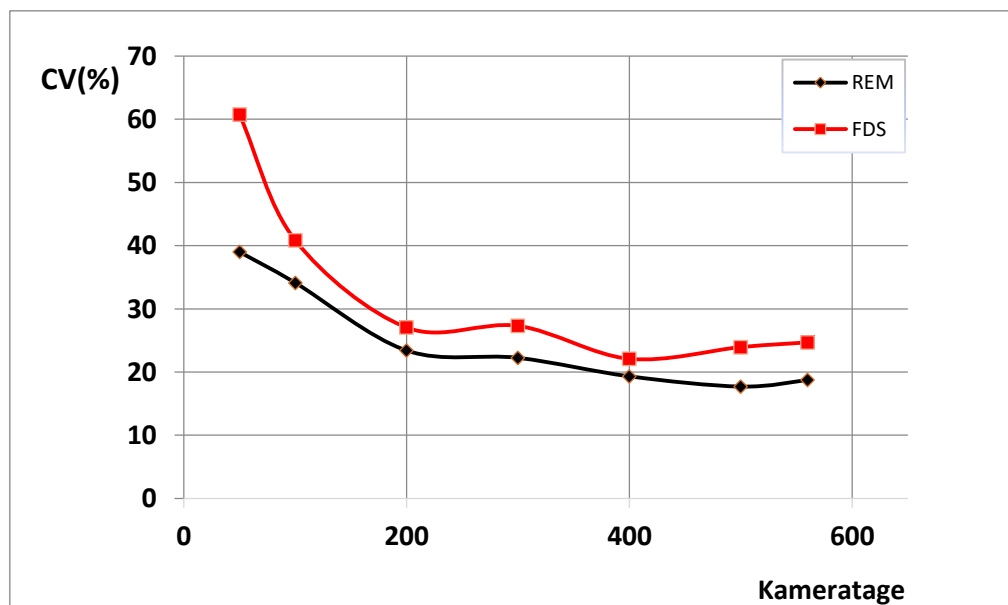


Abbildung 38: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Wildschweinerhebungen in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).

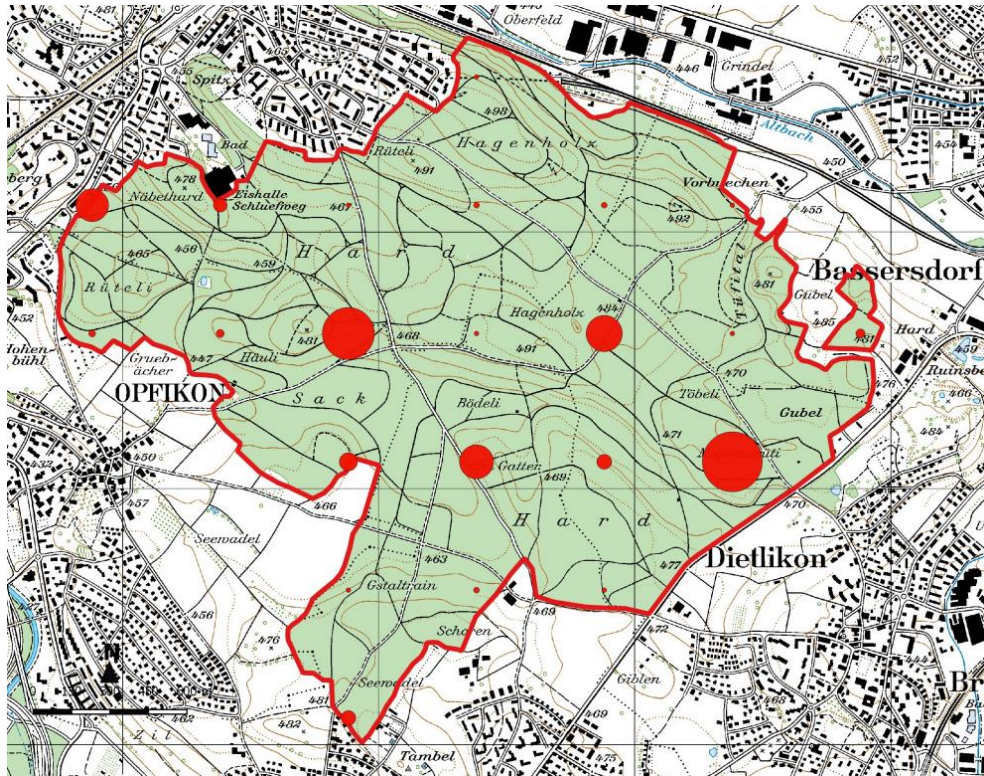


Abbildung 39: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Füchsen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).

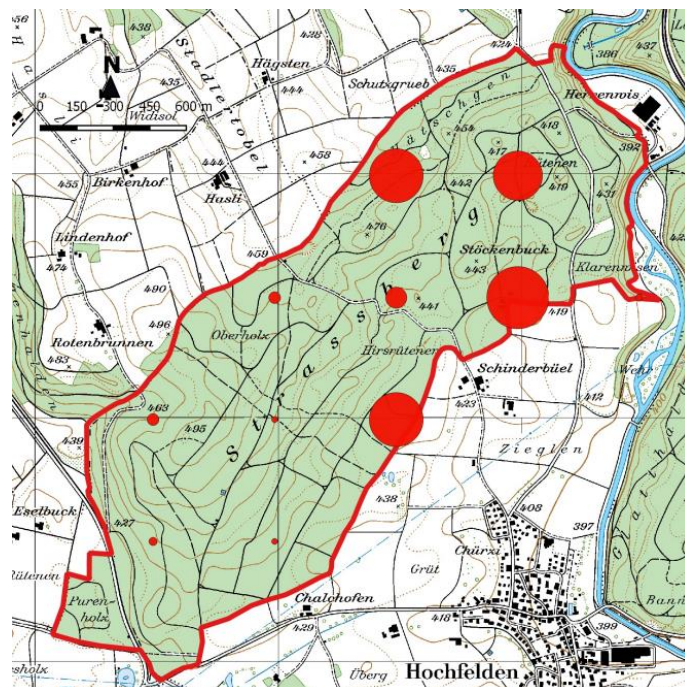


Abbildung 40: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Füchsen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).

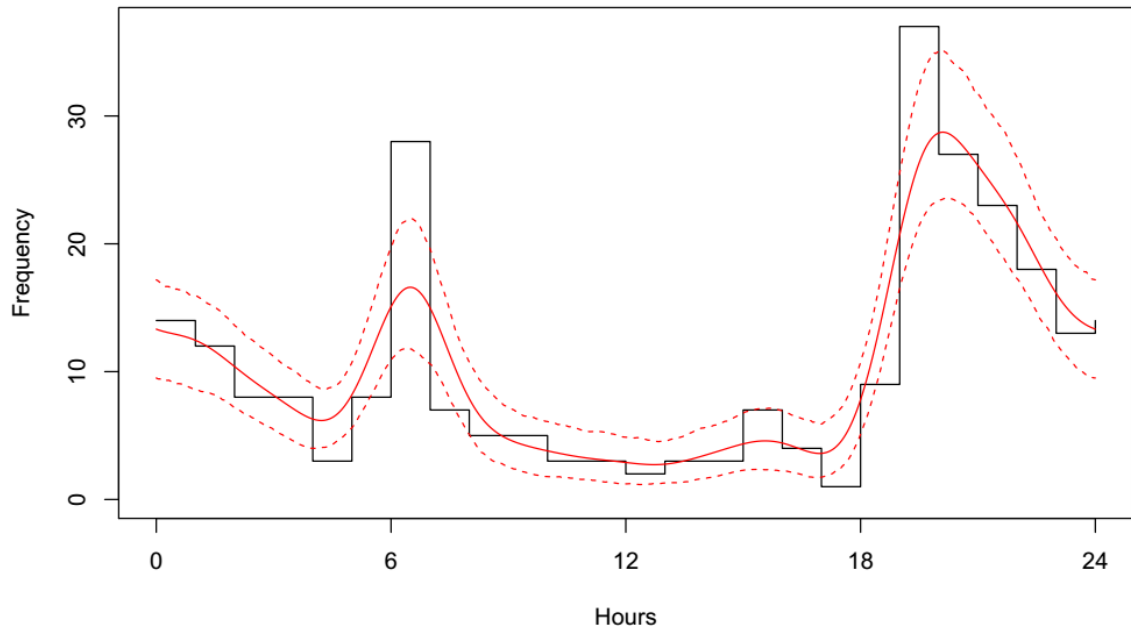


Abbildung 41: Fuchsaktivität in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).

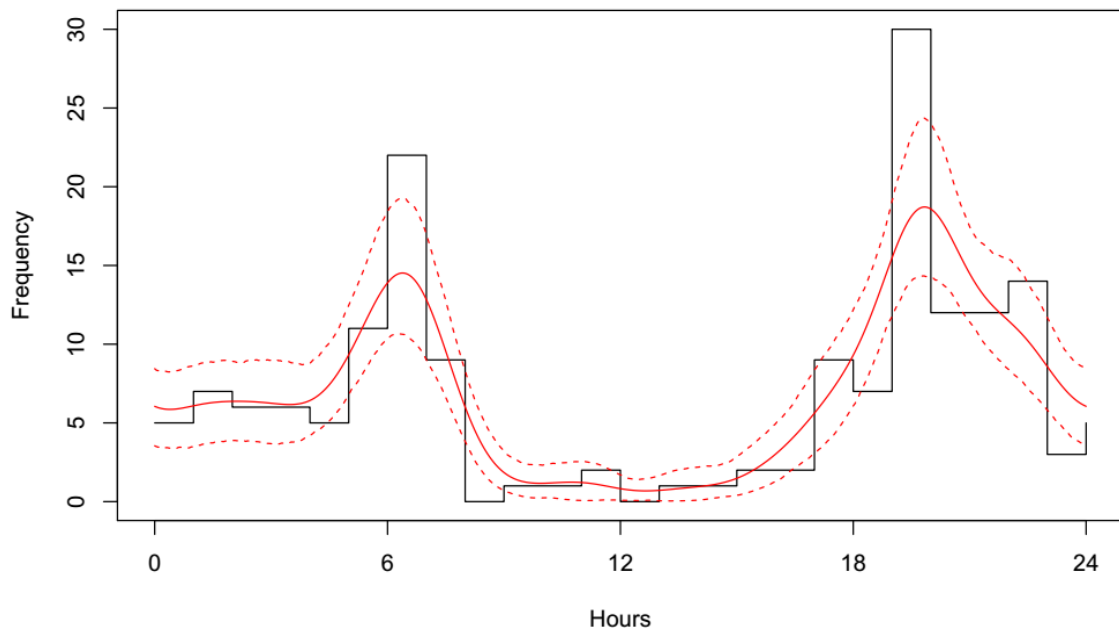


Abbildung 42: Fuchsaktivität in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).

Fuchsdichte

Random Encounter Model

Füchse wurden in 77,2% der im Hardwald gelegenen Stationen fotografiert, während im Strassberg der Prozentsatz 84,6% betrug. Die Häufigkeit, mit der sie fotografiert wurden, war in den zentralen und nordöstlichen Bereichen der beiden Untersuchungsgebiete jeweils höher (Abb. 39-40). Die mit REM gemessene Fuchsdichte im Hardwald betrug 9,3 Exemplare/km² (95% CI 5,1-14,1) und unterschied sich nicht signifikant von der im Strassberg geschätzten Dichte, die 9,5 Exemplare/km² betrug (95% CI 4,0-15,6 - Tabelle 10). Der Variationskoeffizient CV der Ergebnisse lag im Hardwald bei 29% und im Strassberg bei 32%. Die berechnete Fallenrate in den beiden Untersuchungsgebieten betrug 0,34 SE 0,10 (min.=0, max.=1,66) bzw. 0,29 SE 0,10 Füchse, die pro Tag und Station fotografiert wurden (min.=0, max.=0,92). Insgesamt betrug die geschätzte Erhebungsdistanz (r) im Hardwald 6,5 m SE 0,18 (n=251), während die Herdengrösse (g) auf 1,01 SE 0,01 (n=251 - Tabelle 11) geschätzt wurde. Die Aktivität wurde auf 0,36 SE 0,04 (n=251) geschätzt (Abb. 41), während der Erhebungswinkel der in der Analyse verwendeten Fotofalle (θ) (gemessen bei Rehen und Wildschweinen) und die Durchschnittsgeschwindigkeit (aus der Bibliographie entnommen) bei 0,30 rad SE 0,01 (n=396 - $\theta=17,2^\circ$) bzw. 0,28 km/h (6'20 m/Tag - Tabelle 11) lagen. Im Strassberg betrugen die Parameter r , g a jeweils 6,5 m SE 0,21 (n=168), 1,02 SE 0,01 (n=168), 0,37 SE 0,04 (n=168 - Tabelle 11 – Abb. 42).

Dachsdichte

Random Encounter Model

Aufgrund einer unzureichenden Anzahl von Beobachtungen (n=3) war es nicht möglich, die Dachsdichte im Strassberg abzuschätzen, während im Hardwald die Dichte der Art auf 1,4

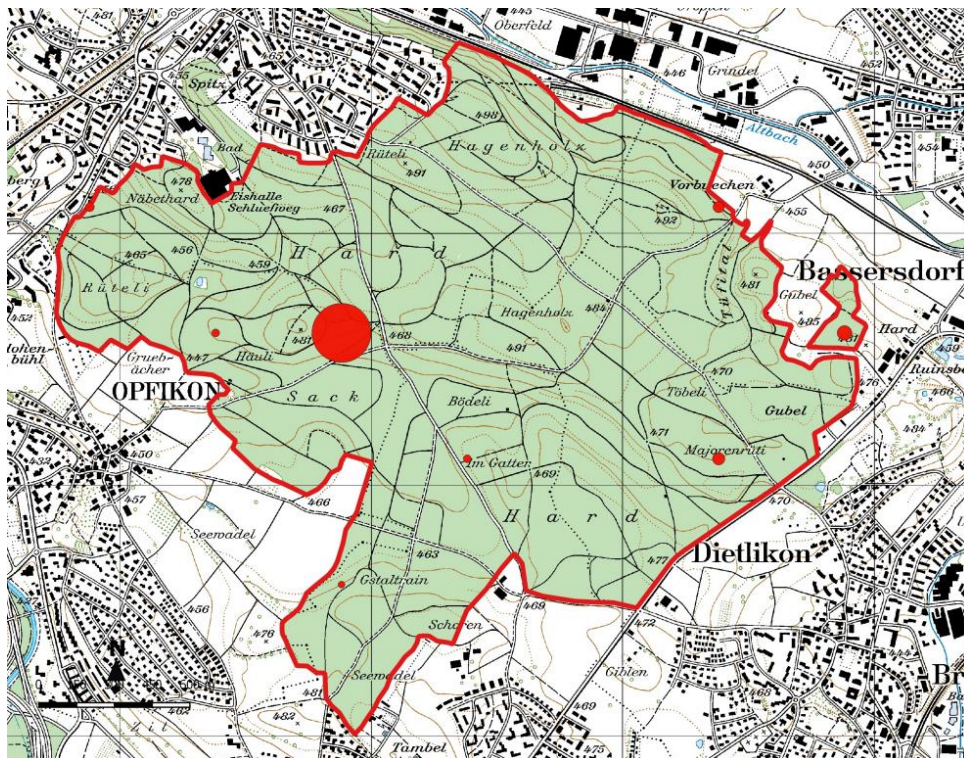


Abbildung 43: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Dachsen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).

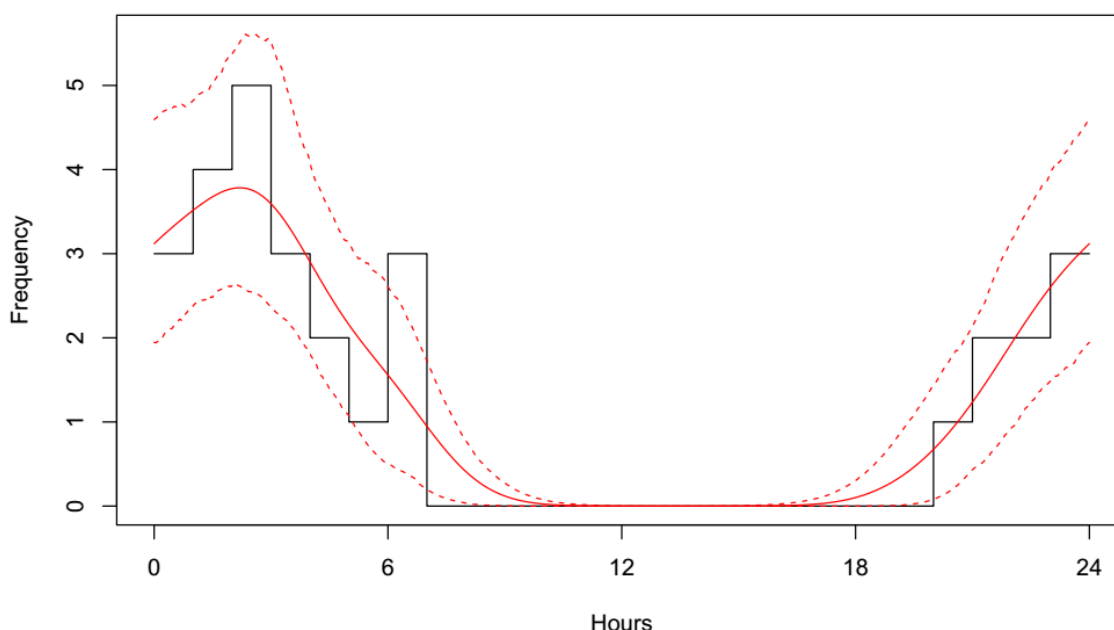


Abbildung 44: Dachsaktivität in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).

Exemplare/km² berechnet wurde (95% CI 0,3-3,0 - Tabelle 10). Der Variationskoeffizient CV der Ergebnisse betrug 51%. Die Dachse wurden in 36,3% der Fotofallen fotografiert, mit einer Gesamtfallenrate von 0,04 SE 0,02 (min.=0, max.=0,47 - Abb. 43). Die in den Dichteschätzungen verwendeten Parameter (r , g , a) waren jeweils 7,1 m SE 0,48 ($n=29$), 1,07 SE 0,07 ($n=29$) und 0,32 SE 0,05 ($n=29$ - Tabelle 11 – Abb. 44). Der Erhebungswinkel der in der Analyse verwendeten Fotofalle (θ) (berechnet bei Rehen und Wildschweinen) und die Durchschnittsgeschwindigkeit (aus der Bibliographie entnommen) waren 0,30 rad SE 0,01 ($n=396$ - $\theta=17,2^\circ$) bzw. 0,22 km/h (5'280 m/Tag - Tabelle 11).

PHASE 2: LIESTAL (BL 1) und LIESBERG (BL 2)

Beobachtungen und mögliche Dichteberechnungen

Das Monitoring mit REM und FDS im Raum Liestal fand zwischen dem 10.6.19 und 16.9.19 statt, im Wesentlichen zeitgleich mit dem Monitoring in Liesberg (16.6.19-24.9.19). Von den 42 geplanten theoretischen Stationen in Liestal wiesen 14 (33,3%) schwerwiegende Anomalien auf, so dass sie aus der REM-Analyse ausgeschlossen werden mussten, während in Liesberg die ausgeschlossenen Stationen aus den gleichen Gründen 20% ($n=5$) der Gesamtzahl ($n=25$) ausmachten. In Bezug auf FDS mussten in Liestal weitere 6 Stationen wegen fehlender Videoaufzeichnung aus den Dichteanalysen ausgeschlossen werden, so dass die in den Analysen verwendeten Stationen 22 resp. 52% der Gesamtzahl ausmachten. In Liesberg wurden keine Probleme aufgrund des Fehlens von Videoaufnahmen festgestellt, so dass für die REM-Schätzungen ($n=20$) die gleichen Stationen wie für die FDS-Schätzungen verwendet wurden (80% der Gesamtzahl). Insgesamt betrug der Monitoringaufwand in Liestal und Liesberg 796 bzw. 598 Fallentage (Tabelle 14). Die Gesamtzahl der unabhängigen Beobachtungen betrug 507 in Liestal und 174 in Liesberg, verteilt auf 5 verschiedene Arten (Tabelle 12). Das Rehwild war mit einem Anteil von 48,5% ($n=246$) in Liestal und 79,3% ($n=138$) in Liesberg die am häufigsten fotografierte Art in beiden Untersuchungsräumen (Tabelle 12). Das Wildschwein wurde in Liestal (16,0% - $n=81$) häufiger fotografiert als in Liesberg (10,3% - $n=18$), ebenso wie der Fuchs (Liestal 30,8%, $n=156$ - Liesberg 5,7%, $n=10$) und der Dachs (Liestal 4,7%, $n=24$ - Liesberg 1,7%, $n=3$ - Tabelle 12). In den Wäldern um Liestal wurde keine Gämse

ARTEN	LT		LB		Dichte (REM)		Dichte (FDS)	
	FOTOS (N°)	FOTOS (%)	FOTOS (N°)	FOTOS (%)	LT	LB	LT	LB
Reh	246	48,5	138	79,3	ja	ja	ja	ja
Wildschwein	81	16,0	18	10,3	ja	ja	ja	wF
Gämse	0	0,0	5	2,9	nein	wF	nein	wF
Fuchs	156	30,8	10	5,7	ja	ja	--	--
Dachs	24	4,7	3	1,7	ja	wF	--	--
Tot.	507		174					

Tabelle 12: Liste der im REM & FDS-Monitoring in BL 1 Liestal und BL 2 Liesberg (Juni-September 2019) fotografierten Arten.

wF = zu wenig Fotos.

nachgewiesen, während die Art in Liesberg 5 Mal fotografiert wurde (2,9% - Tabelle 12). Was die Huftiere betrifft, so war es möglich, ihre Dichte mittels REM und FDS abzuschätzen, mit Ausnahme der Wildschweine in Liesberg mit FDS (n=18) und der Gämsen in Liesberg mit REM und FDS aufgrund einer unzureichenden Anzahl von Beobachtungen (n=5 - Tabelle 12). Aufgrund des gleichen Problems (n=3) war es nicht möglich, die Dachsdichte in Liesberg mit der REM-Methodik abzuschätzen (Tabelle 12). Die Fotofallen wurden in einem mittleren Abstand von ihrem theoretischen Punkt von 13,0 m (min.=3,2, max.=25) in Liesberg aufgestellt, während in Liestal der Wert nicht gemessen wurde. Die durchschnittliche Höhe der Fotofallen über Boden betrug in Liestal und Liesberg 62,6 cm (min.=55, max.=70) bzw. 44,5 cm (min.=30, max.=73).

Rehwildddichte

Random Encounter Model

In Liestal wurden in 96,4% der Stationen Rehe fotografiert, in Liesberg waren es 85% (Abb. 47-48).

ART	LIESTAL								LIESBERG							
	REM				FDS				REM				FDS			
	D				D				D				D			
	N°	REM	LCI	UCI	N°	FDS	LCI	UCI	N°	REM	LCI	UCI	N°	FDS	LCI	UCI
REH	246	17,9	11,7	25,7	1537	10,7	6,1	17,0	138	15,2	7,1	27,2	1314	13,6	7,2	23,3
WILDSCHWEIN	81	8,7	4,4	14,4	1110	6,0	2,9	10,5	18	8,9	3,9	14,4	-	-	-	-
FUCHS	156	10,9	2,7	23,7					10	1,8	0,2	4,2				
DACHS	24	1,9	0,5	3,9					-	-	-	-				

Tabelle 13: Die Dichte von vier Arten, die mit den REM- und FDS-Methoden BL 1 Liestal und BL 2 Liesberg im Zeitraum Juni bis September 2019 festgestellt wurden.

LCI= Unteres Konfidenzintervall. UCI= Oberes Konfidenzintervall.

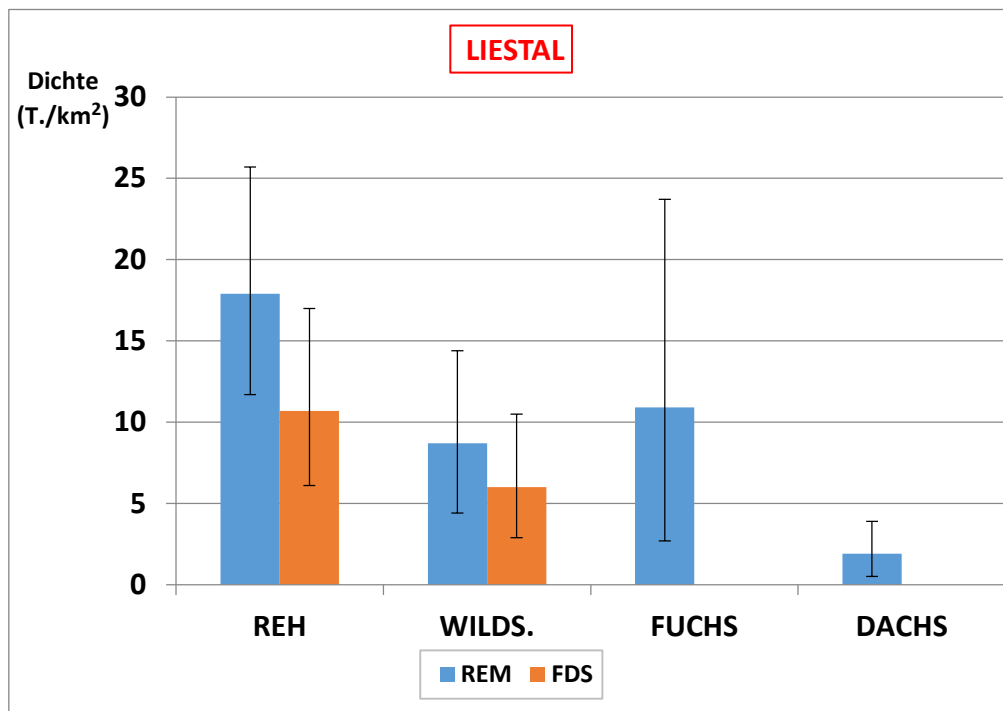


Abbildung 45: Dichte mit Konfidenzintervallen von vier Arten, die in BL 1 Liestal mit der REM & FDS-Methode im Zeitraum Juni bis September 2019 nachgewiesen wurden.

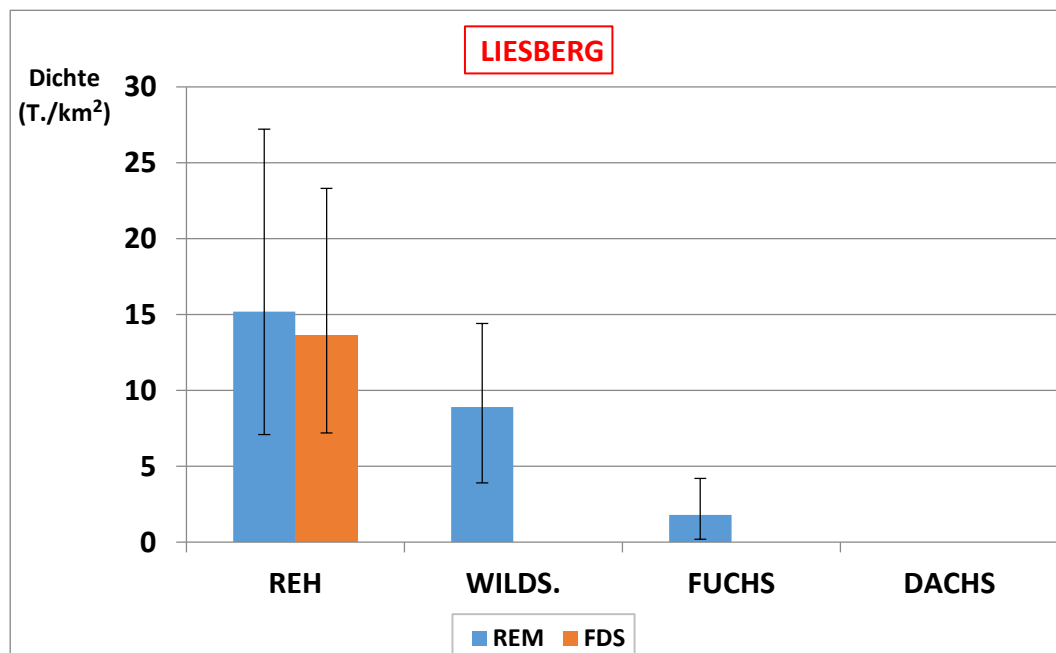


Abbildung 46: Dichte mit Konfidenzintervallen von vier Arten, die in BL 2 Liesberg mit der REM & FDS-Methode im Zeitraum Juni bis September 2019 nachgewiesen wurden.

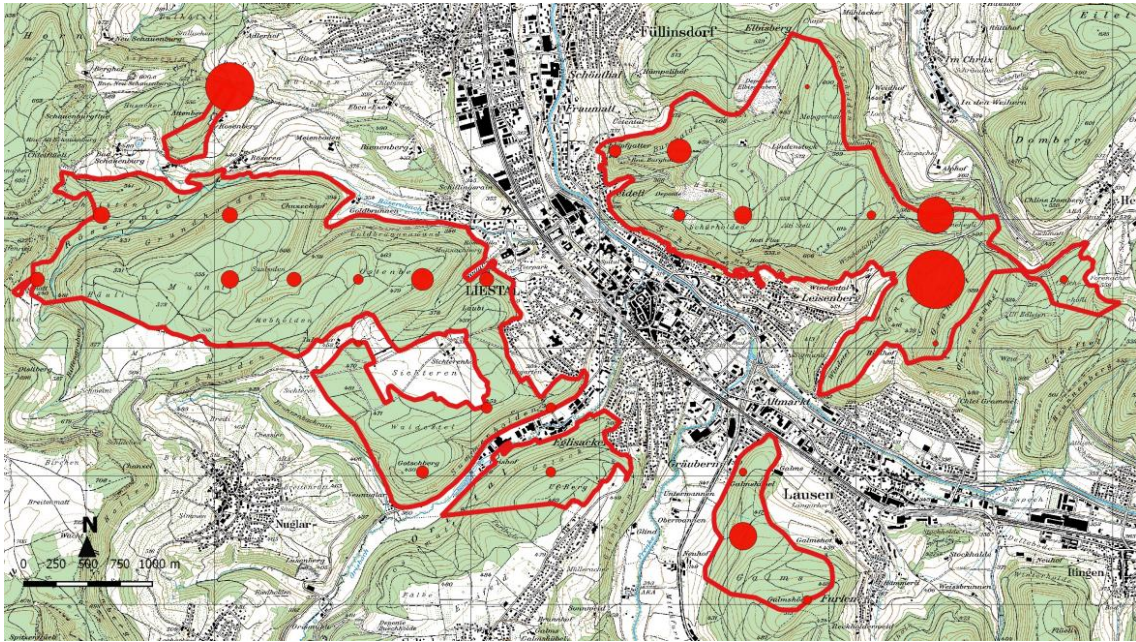


Abbildung 47: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Rehwild mit REM- und FDS-Methoden in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).

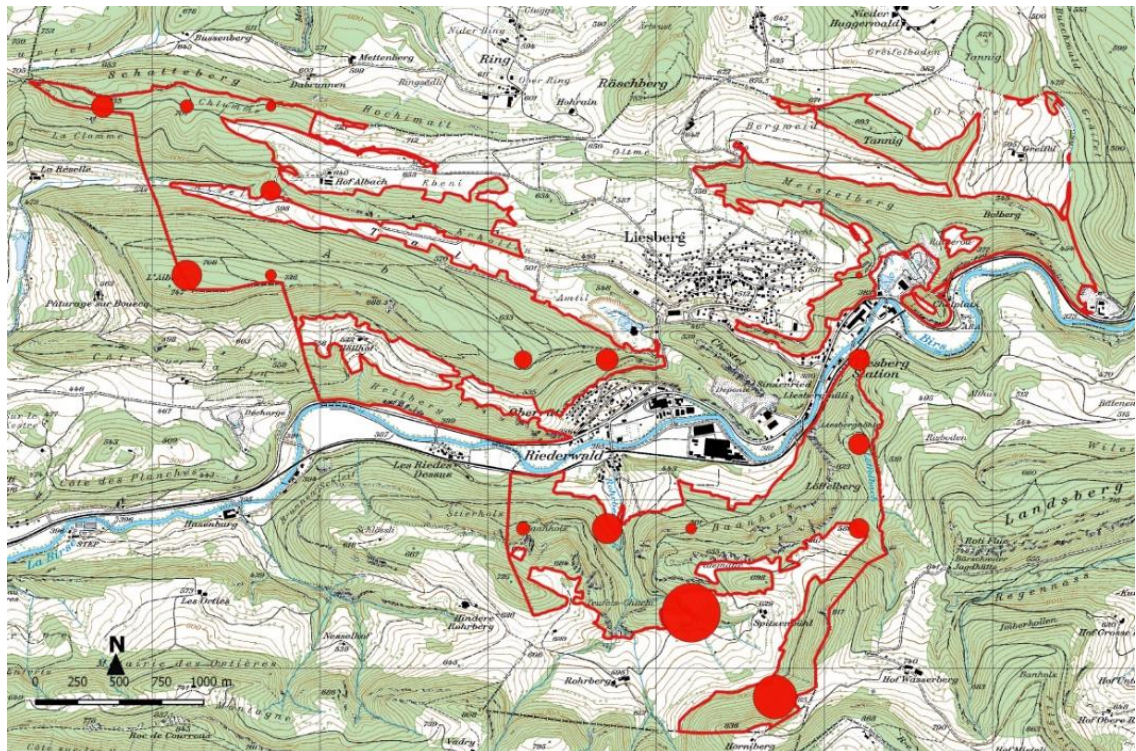


Abbildung 48: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Rehwild mit REM- und FDS-Methoden in BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).

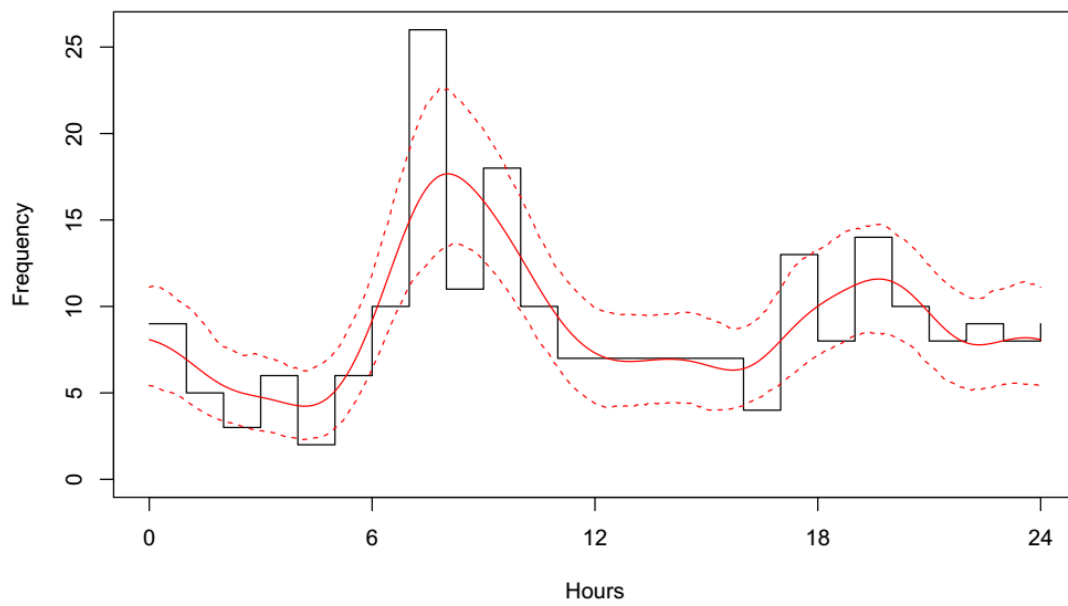


Abbildung 49: Rehaktivität in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).

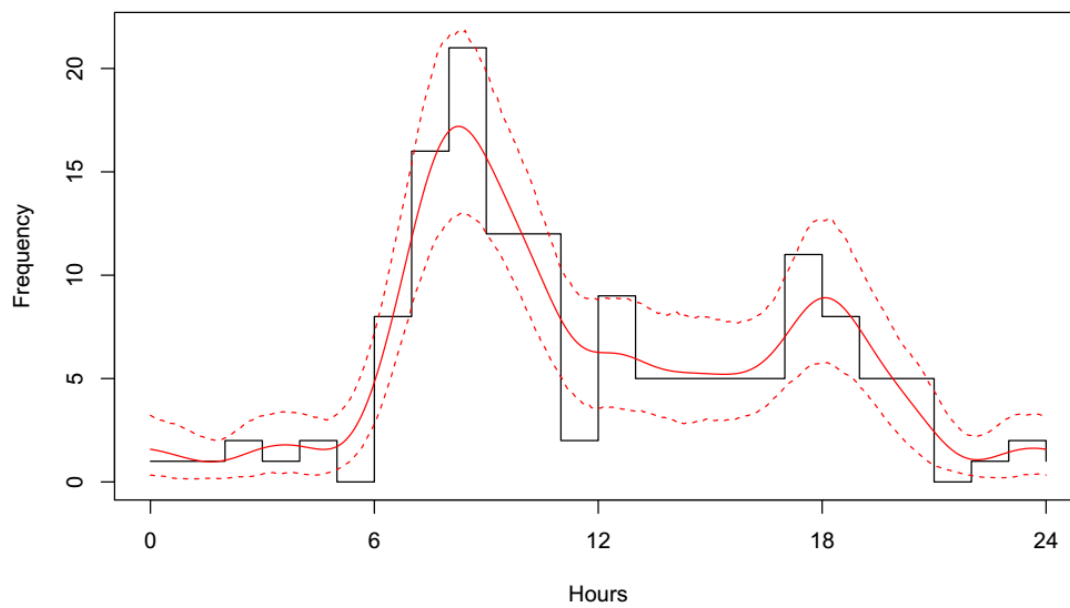


Abbildung 50: Rehaktivität in BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).

ART	ZONE	FOTOS (N°)	AUF. (kamerat.)	ERHEB. DISTANZ (r)		GESCH. (v)		ERHEB. WINKEL (θ)		ANZAHL/ GRUPPE (g)		AKTIVITÄT (a)	
				(m)	(SE)	(km/h)	(SE)	(rad)	(SE)	(N°)	(SE)	(N°)	(SE)
REH	LT	246	796	3,9	0,22	0,56	0,06	0,39	0,03	1,15	0,03	0,5	0,07
	LB	138	598	4,7	0,32	0,76	0,08	0,34	0,04	1,43	0,06	0,34	0,04
WILDSCHWEIN	LT	81	796	4,6	0,36	0,89	0,11	0,35	0,03	2,77	0,23	0,44	0,06
	LB	18	598	3,9	0,62	0,85	0,23	0,44	0,08	3,67	0,89	0,2	0,06
GÄMSE	LT	0	796	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	LB	5	598	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
FUCHS	LT	156	796	3,8	0,11	0,28	--	0,37	0,02	1,09	0,02	0,52	0,07
	LB	10	598	2,2	0,42	0,28	--	0,38	0,03	1,2	0,13	0,19	0,06
DACHS	LT	24	796	4,2	0,35	0,22	--	0,37	0,02	1,04	0,04	0,4	0,08
	LB	3	598	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Tabelle 14: REM- und FDS-Parameter, die bei der Überwachung von vier Arten in den Wäldern von BL 1 Liestal und BL 2 Liesberg (Juni-September 2019) ermittelt wurden.

Die berechnete Fallenrate in den beiden Untersuchungsgebieten betrug 0,30 SE 0,06 (min.=0, max.=1,31) bzw. 0,23 SE 0,05 pro Station und Tag fotografierte Rehe (min.=0, max.=0,84). In Liestal betrug die mit REM gemessene Rehdichte 17,9 Exemplare/km² (95% CI 11,7-25,7) und unterschied sich damit nicht signifikant von der in Liesberg geschätzten Dichte, die 15,2 Exemplare/km² entsprach (95% CI 7,1-27,2 – Tabelle 13). In Liestal betrugen die Parameter r , θ , v und g jeweils 3,9 m SE 0,22 (n=130), 0,39 rad SE 0,03 (n=130), 0,56 km/h SE 0,06 (n=81) und 1,15 Exemplare/Gruppe SE 0,03 (n=246), in Liesberg 4,7 SE 0,32 (n=74), 0,34 rad SE 0,04 (n=74), 0,76 km/h SE 0,08 (n=55) und 1,43 Exemplare/Gruppe SE 0,06 (n=138 – Tabelle 14). Kumuliert man die in Liestal und Liesberg gesammelten Beobachtungen, betrug der Wert von r 4,2 m (95% CI 3,8-4,6 - n=204), während θ 0,37 rad (95% CI 0,33-0,41 - n=204) betrug. Diese Werte waren signifikant niedriger als die theoretischen Werte der Cuddeback-Fotofalle ($r = 11,4$ m - $\theta = 0,79$ rad). Die Gesamtaktivität der Rehe in Liestal und Liesberg betrug 0,50 SE 0,07 (n=215) bzw. 0,34 SE 0,04 (n=138 - Tabelle 14). In beiden Gebieten zeigten die Rehe zwei Aktivitätsspitzen in der Morgen- und Abenddämmerung, aber in Liesberg, anders als in Liestal, waren die Rehe hauptsächlich tagaktiv (Abb. 49-50). Unter Berücksichtigung der in Liestal gemessenen Geschwindigkeits- und Aktivitätswerte betrug die Durchschnittsgeschwindigkeit der Rehe 0,28 km/h SE 0,03, was 6'720 m/Tag entspricht, während in Strassberg die Rehe im Durchschnitt 6'240 m/Tag zurücklegten, was einer Geschwindigkeit von 0,26 km/h SE 0,03 entspricht.

Distance Sampling mit Fotofallen

Im Gebiet von Liestal wurden 1'639 Entfernungen zwischen gefilmten Rehen und Fotofallen geschätzt, in Liesberg waren es 1'397. Obwohl keine Probleme in der Datenstruktur festgestellt wurden, war es notwendig, für eine kleine Anzahl von Beobachtungen im Bereich von Entfernungen zwischen 0 und 1 m, links, bei 1 m, zu kürzen. Ebenso wurden 5% der Daten auf der rechten Seite der Verteilung gelöscht, um das lange Ende der Daten zu eliminieren. Mit der links- und rechtsseitiger Kürzung wurden 102 Beobachtungen eliminiert, was 6,2% der in Liestal gesammelten Daten und 83 (5,9%) geschätzten Beobachtungen im Raum Liestal entspricht. In Liestal war das *Half-Normal-Modell* mit 2 Anpassungen des Kosinus dasjenige, das die AIC minimierte, so dass es unter den verschiedenen Modellen ausgewählt wurde (Abb. 51), während für Liesberg das beste Modell das

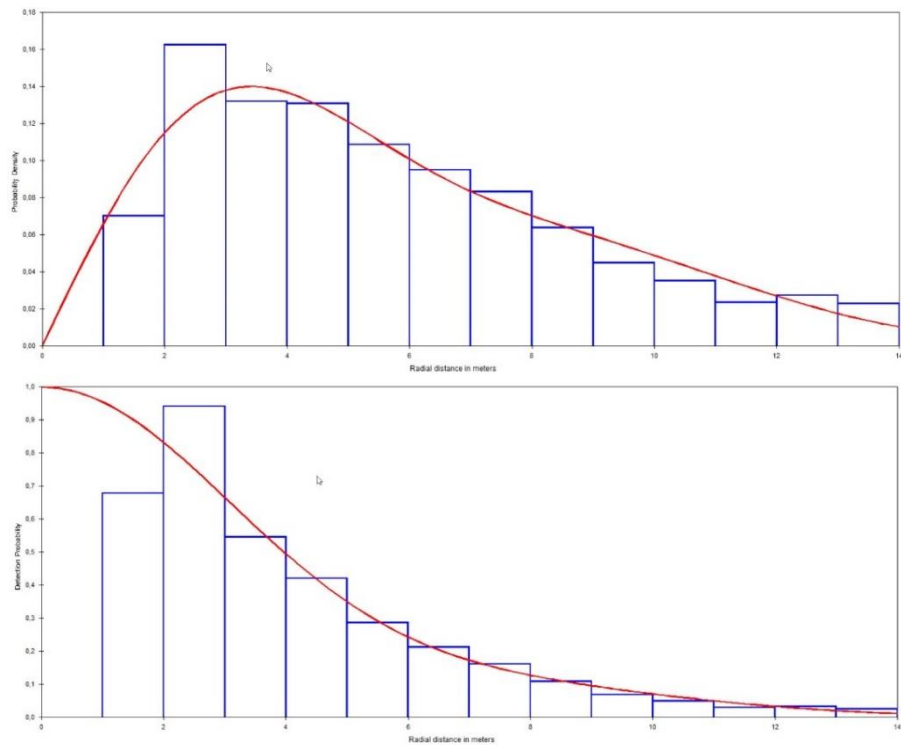


Abbildung 51: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Half-Normal Modells, das bei der Schätzung von Rehwild mit FDS in BL 1 Liestal verwendet wurde (Juni-September 2019).

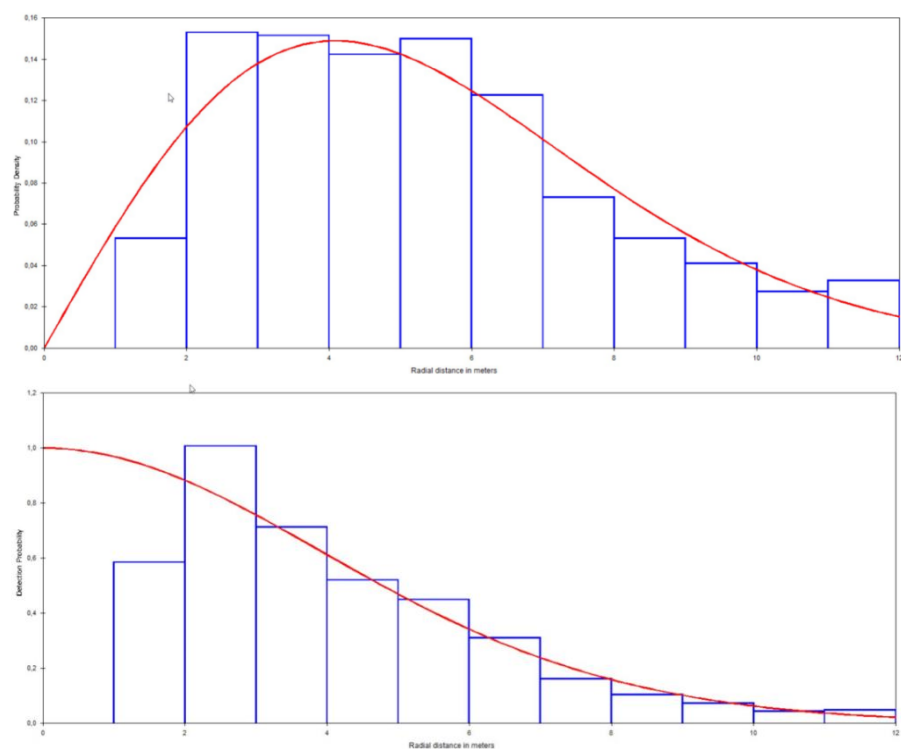


Abbildung 52: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Half-Normal Modells, das bei der Schätzung von Rehwild mit FDS in BL 2 Liesberg verwendet wurde (Juni-September 2019).

Half-Normal-Modell mit 2 Anpassungen des *Simple-Polinomials* war (Abb. 52). Die Dichte der Rehe in Liestal und Liesberg betrug 10,7 Exemplare/km² (95% CI 6,1-17,0) bzw. 13,6 Exemplare/km² (95% CI 7,2-23,3 - Tabelle 13). Bei der Analyse der Daten wurden die Werte von θ und a , die in den REM-Schätzungen verwendet wurden, berücksichtigt (Tabelle 14).

Vergleich zwischen REM und FDS

Die mit REM gemessenen Dichten in Liestal (17,9 Exemplare/km² - 95% CI 11,7-25,7) waren höher als die mit FDS gemessenen Dichten (10,7 Exemplare/km² - 95% CI 6,1-17,0), die Unterschiede waren aber aufgrund der Variabilität der Ergebnisse statistisch nicht signifikant (Abb. 45). Auch in Liesberg waren die Unterschiede, die in den Dichten mit REM (15,2 Stichprobe/km² - 95% CI 7,1-27,2) und denen mit FDS (13,6 Stichprobe/km² - 95% CI 7,2-23,3) gefunden wurden, nicht signifikant unterschiedlich (Abb. 46). Der Variationskoeffizient der Ergebnisse mit REM und FDS lag im Raum Liestal bei 20% bzw. 27%, während er in Liesberg 34% (REM) und 31% (FDS) betrug. Bei der Analyse der CV%-Variation der Fallenrate als Funktion des kumulativen Aufwands wurde mit zunehmendem Überwachungsaufwand eine ähnliche Verringerung der Variabilität der Ergebnisse zwischen REM und FDS festgestellt (Abb. 53). Im Raum Liestal ist eine deutliche Stabilisierung der Fallenrate bei etwa 200 Tagen zu beobachten (Abb. 53). Zu diesem Zeitpunkt wird ein CV% ähnlich dem maximal erfassten CV% erreicht (796 Fallentage) bei einer gleichzeitig starken Reduktion des Feldaufwands (75%). In Liestal wurden nach 200 Fallentagen (ca. 21 Tage) im Durchschnitt etwa 62 unabhängige Rehbeobachtungen (Fotos/Film) gemacht. In Liesberg wurde die Stabilisierung der Fallenrate bereits bei 100 Fallentagen beobachtet (Abb. 54); die Aufwandsreduktion betrug in diesem Fall 83%, bei einer durchschnittlichen Anzahl von 23 Fotos/Filmen.

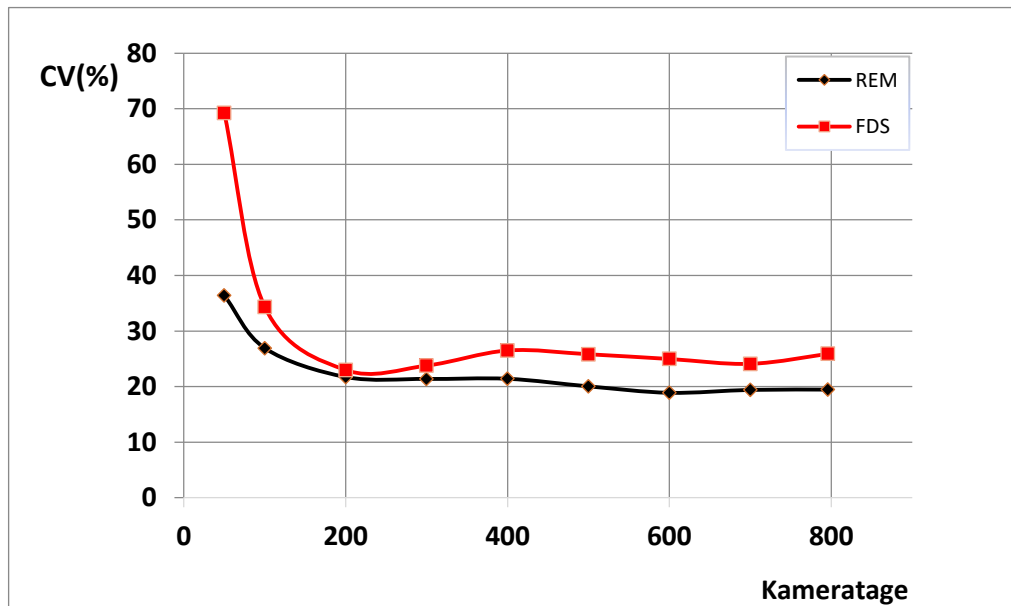


Abbildung 53: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Reherhebungen in BL1 Liestal (Juni-September 2019).

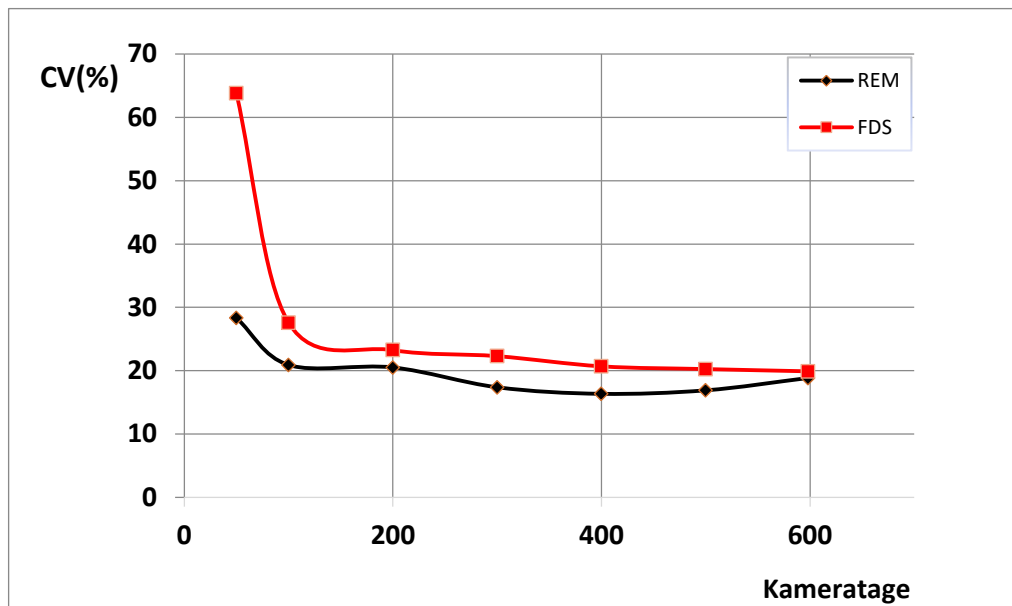


Abbildung 54: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Reherhebungen in BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).

Wildschweindichte

Random Encounter Model

Die ermittelten Wildschweindichten in Liestal (8,7 Exemplare/km² - 95% CI 4,4-14,4) und Liesberg (8,9 Exemplare/km² - 95% CI 3,9-14,4) waren bei einer Fallenrate von 0,14 SE 0,05 (min.=0, max.=1,43) bzw. 0,03 SE 0,01 (min.=0, max.=0,21) nicht signifikant unterschiedlich (Tabelle 13). Der Variationskoeffizient der Ergebnisse in Liestal und Liesberg lag bei 29% bzw. 30%. Wildschweine wurden in Liestal an 20 Stationen (71,4%) fotografiert, insbesondere an einem Standort in der Nähe der Deponie Elbisgruben (Abb. 55), während sie in Liesberg an 45,0% aller Stationen fotografiert wurden (n=9 - Abb. 56). In Liestal betrugen die Parameter r , θ , v und g jeweils 4,6 m SE 0,36 (n=81), 0,35 rad SE 0,03 (n=81), 0,89 km/h SE 0,11 (n=50) und 2,77 Exemplare/Gruppe SE 0,23 (n=81), in Liesberg 3,9 SE 0,62 (n=17), 0,44 rad SE 0,08 (n=17), 0,85 km/h SE 0,23 (n=14) und 3,67 SE 0,89 (n=18 - Tabelle 14). Kumuliert man die in Liestal und Liesberg gesammelten Beobachtungen, betrug der Wert von r 4,5 m (95% CI 3,9-5,1 - n=98), während θ 0,36 rad (95% CI 0,30-0,42 - n=98) betrug. Diese Werte waren signifikant niedriger als die theoretischen Werte der Cuddeback-Fotofalle ($r=11,4$ m - $\theta=0,79$ rad). Die Gesamtaktivität der Wildschweine in Liestal und Liesberg betrug 0,44 SE 0,06 (n=75) bzw. 0,20 SE 0,06 (n=18 - Tabelle 14) und fand in Liestal hauptsächlich während der Nacht statt (Abb. 57), während in Liesberg die reduzierte Anzahl Beobachtungen keine gute Rekonstruktion derselben erlaubte (Abb. 58). Die durchschnittliche Geschwindigkeit der Wildschweine in Liestal betrug nach Multiplikation mit der Aktivität, 0,39 km/h SE 0,05, was 9'360 m/Tag entspricht, während in Liesberg die Wildschweine im Durchschnitt 4'080 m/Tag zurücklegten, was einer Geschwindigkeit von 0,17 km/h SE 0,05 entspricht.

Distance Sampling mit Fotofallen

Im Gebiet von Liesberg war es aufgrund einer begrenzten Anzahl unabhängiger Beobachtungen nicht möglich, die Dichte von Wildschweinen mit FDS zu schätzen, während die Anzahl geschätzter Fotofallen-Tierabstände im Gebiet Liestal 1'144 betrug. Obwohl keine Probleme in der Datenstruktur festgestellt wurden, war es notwendig, für eine kleine Anzahl von Beobachtungen im Bereich der

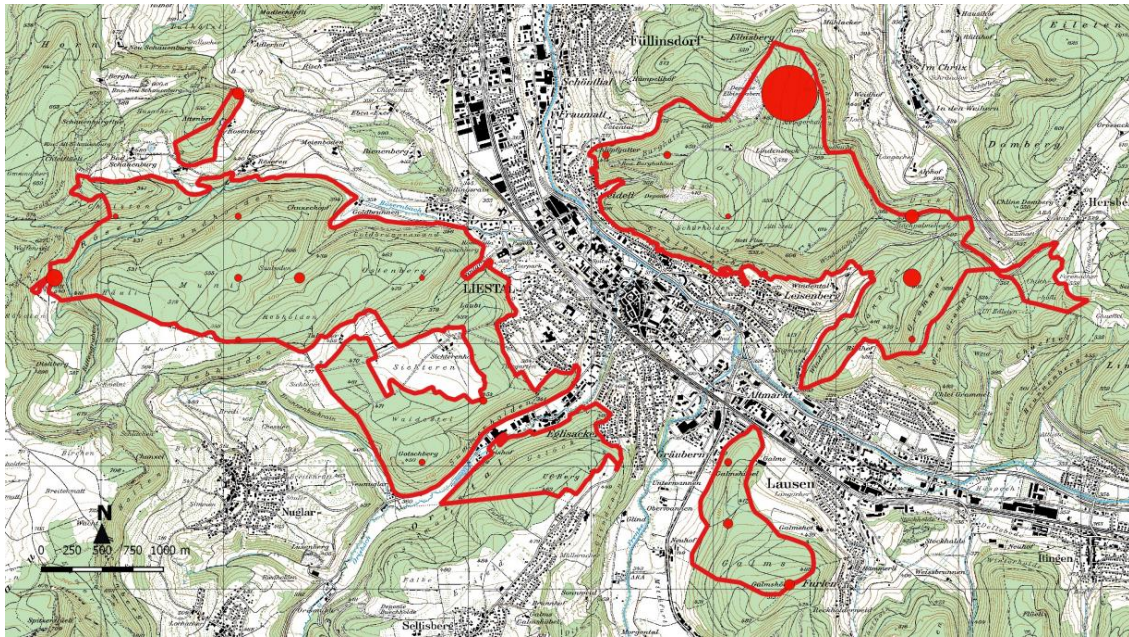


Abbildung 55: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Wildschwein mit REM- und FDS-Techniken im BL 1 Liestal (Juni-September 2019).

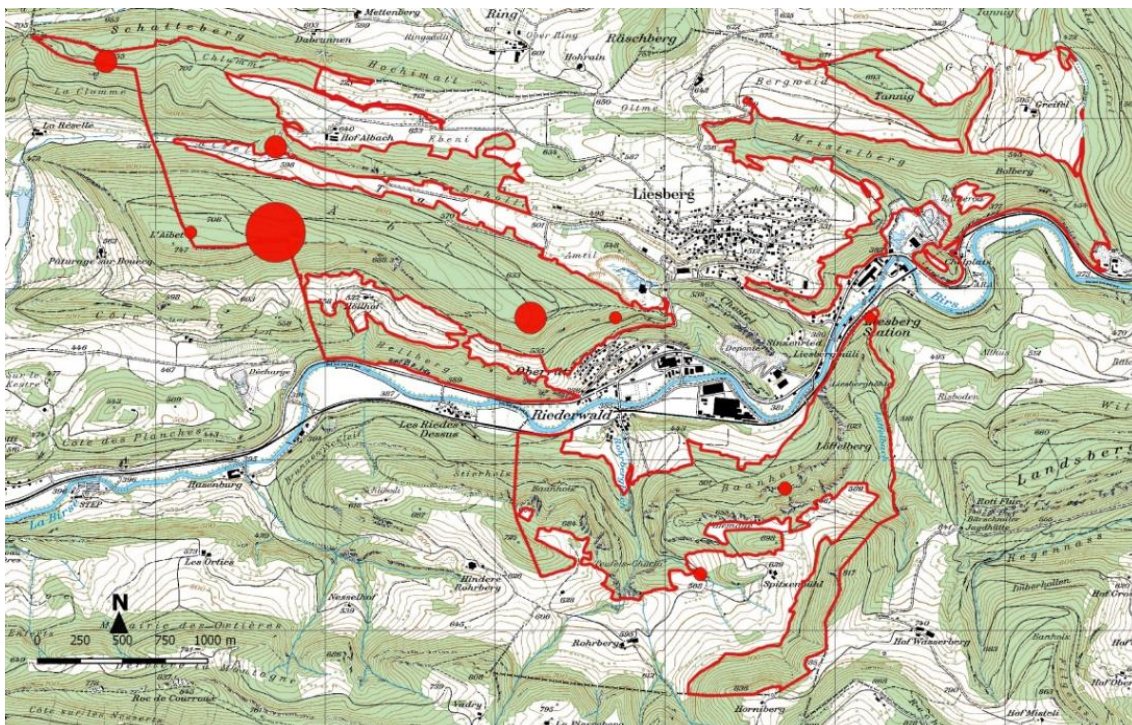


Abbildung 56: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Wildschwein mit REM- und FDS-Techniken im BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).

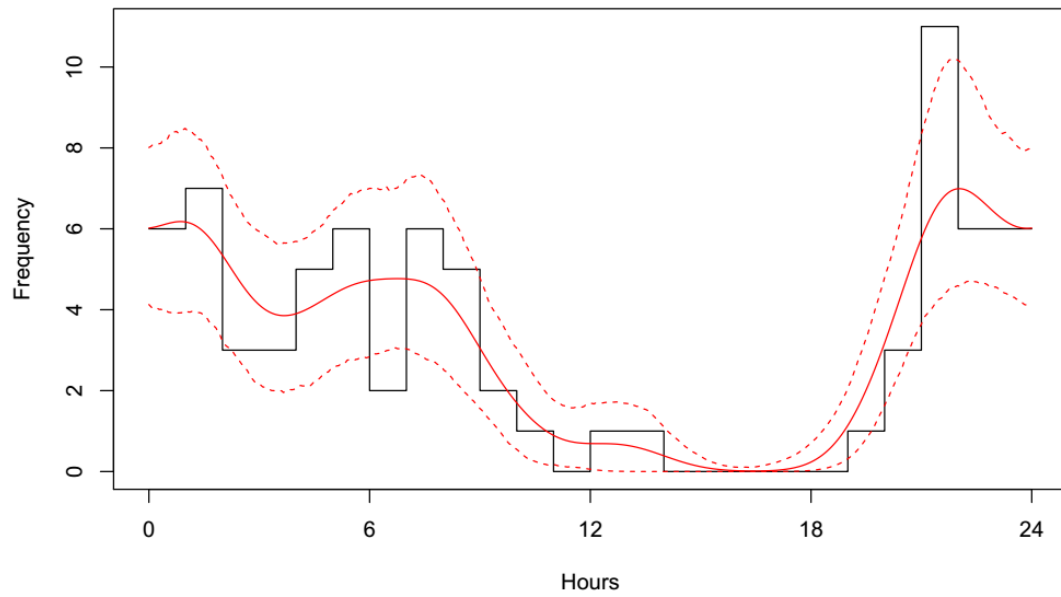


Abbildung 57: Wildschweinaktivität in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).

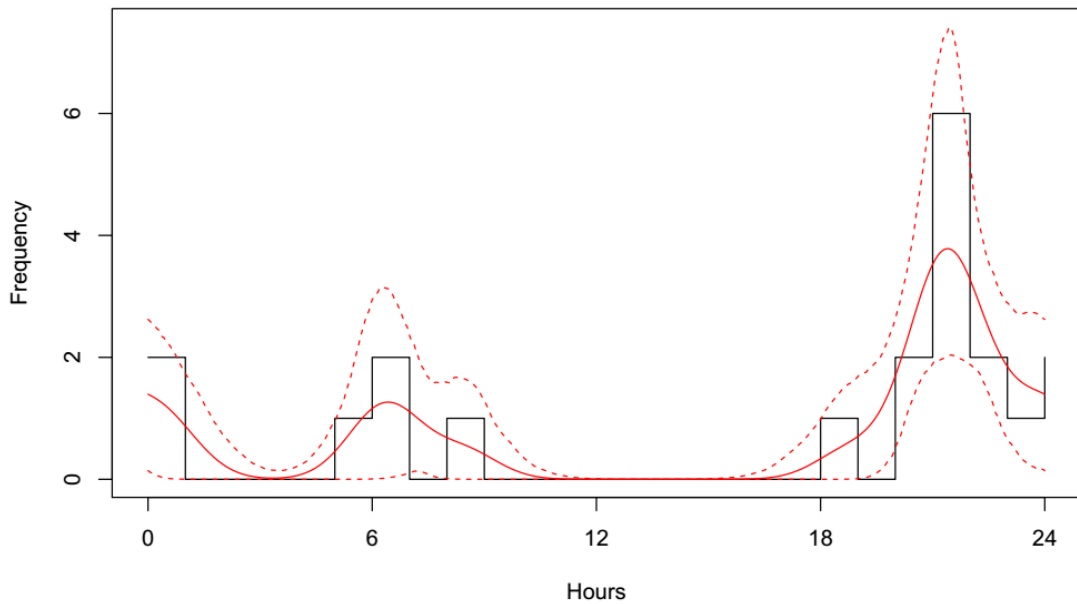


Abbildung 58: Wildschweinaktivität in BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).

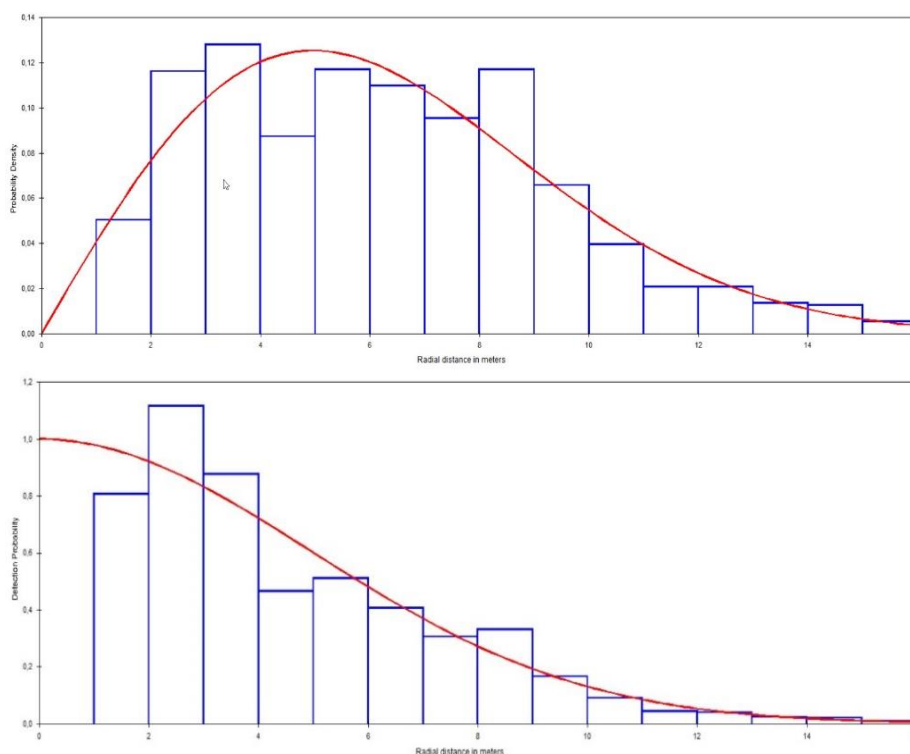


Abbildung 59: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Half-Normal Modells, das bei der Schätzung von Wildschweinen mit FDS in BL 1 Liestal verwendet wurde (Juni-September 2019).

Entfernungen zwischen 0 und 1 m eine Kürzung auf der linken Seite bei 1 m vorzunehmen. Da auf der rechten Seite der Verteilung keine besonderen Datenprobleme festgestellt wurden, wurde dort keine Kürzung vorgenommen. Mit der linksseitigen Kürzung wurden 34 Beobachtungen oder 3% der Daten eliminiert. Das *Half-Normal-Modell* mit 1 Anpassung an das *Simple-Polynomial* war dasjenige, das die AIC minimierte, so dass es unter den verschiedenen Modellen ausgewählt wurde (Abb. 59). Die für das Wildschwein in Liestal festgestellte Dichte betrug 6,0 Exemplare/km² (95% CI 2,9-10,5 - Tabelle 13). Bei der Analyse der Daten wurden die Werte von θ und a , die in den Schätzungen mit der REM-Methode verwendet wurden, berücksichtigt (Tabelle 14).

Vergleich zwischen REM und FDS

Die in Liestal ermittelte Wildschweindichte mit REM (8,7 Exemplare/km² - 95% CI 4,4-14,4) unterschied sich nicht signifikant von derjenigen, die mit FDS gefunden wurde (6,0 Exemplare/km² - 95% CI 2,9-10,5 - Tabelle 13 - Abb. 45). Der Variationskoeffizient der Ergebnisse mit REM und FDS betrug 29% bzw. 32%. Aus der Analyse der CV%-Variation der Fallenrate als Funktion des kumulativen Aufwands ergab sich mit zunehmendem Monitoringaufwand eine ähnliche Verringerung der Variabilität der Ergebnisse bei REM und FDS (Abb. 60). Bei einem Wert von 400 Fallentagen lässt sich ein guter Kompromiss zwischen der Variabilität der Ergebnisse und dem Monitoringaufwand abschätzen; an diesem Punkt wird ein etwas höherer CV%-Wert im Vergleich zu den maximal gemessenen CV% (796 Fallentage) bei einer starken Reduktion des Feldaufwands (50%) erreicht. In Liestal wurden nach 400 Fallentagen (ca. 43 Tage) im Durchschnitt etwa 41 unabhängige Wildschweinbeobachtungen (Fotos/Film) gemacht.

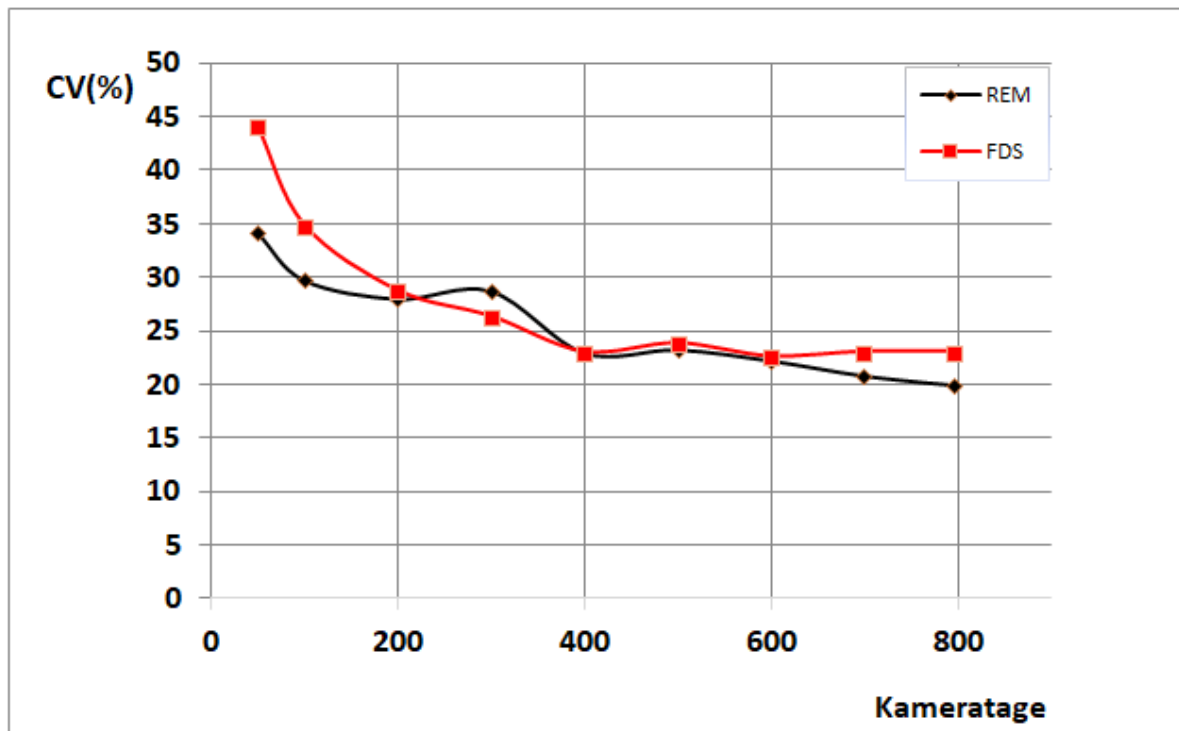


Abbildung 60: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Wildschweinerhebungen in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).

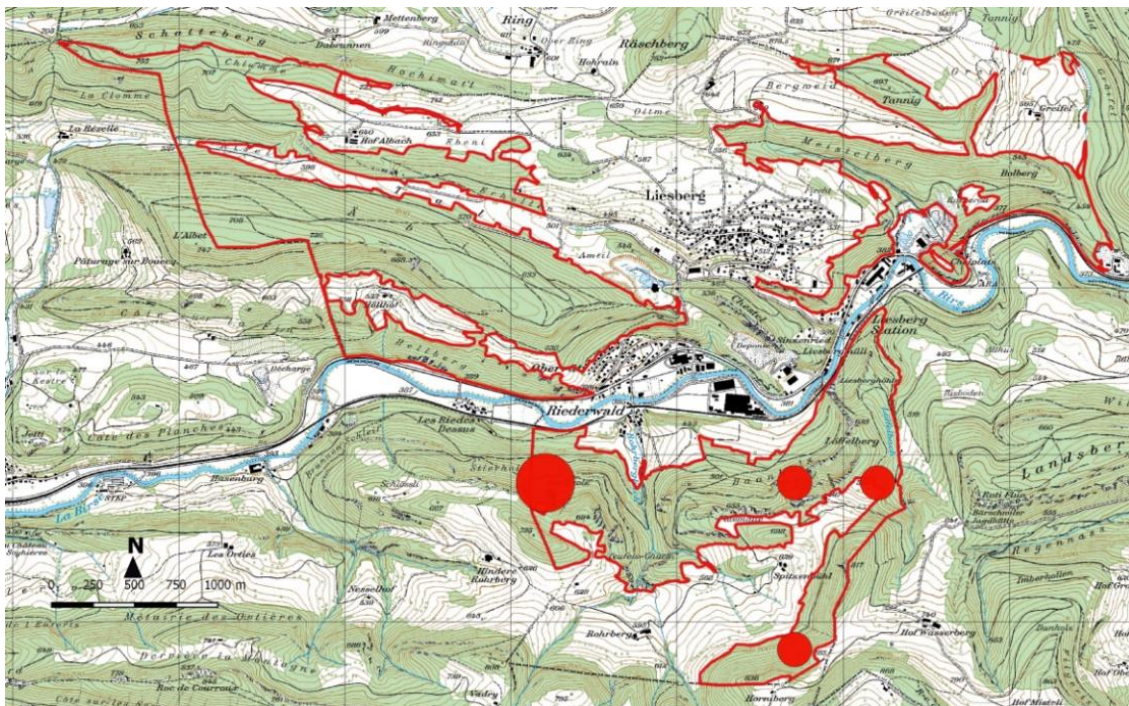


Abbildung 61: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Gämsen mit REM- und FDS-Methoden in BL 2 Liestal (Juni-September 2019).

Gämse

Der Monitoringaufwand in Liesberg reichte nicht aus, um die von REM und FDS geforderte Mindestanzahl von Beobachtungen zu sammeln. Die Fotos (n=5) beschränkten sich auf ein kleines Gebiet südlich des Dorfes Liesberg (Abb. 61).

Fuchsdichte

Random Encounter Model

Die mit dem REM in Liestal gemessene Fuchsdichte betrug 10,9 Exemplare/km² (95% CI 2,7-23,7) und unterschied sich damit nicht signifikant von der in Strassberg geschätzten Dichte, die 1,8 Exemplare/km² entsprach (95% CI 0,2-4,2 - Tabelle 13). Der Variationskoeffizient der Ergebnisse lag in Liestal bei 52% und in Liesberg bei 63%. Füchse wurden in 67,8% der in Liestal gelegenen Stationen fotografiert, in Liesberg lag die Häufigkeit bei 20% (Abb. 62-63). Die berechnete Fallenrate in den beiden Untersuchungsgebieten betrug 0,19 SE 0,09 (min.=0, max.=2,42) bzw. 0,02 SE 0,008 Füchse pro Station und Tag (min.=0, max.=0,11). Insgesamt betrug die in Liestal geschätzte Erhebungsdistanz r 3,8 m SE 0,11 (n=156), während die Gruppengrösse (g) auf 1,09 SE 0,02 (n=156 - Tabelle 14) geschätzt wurde. Die Aktivität wurde auf 0,52 SE 0,07 (n=124) geschätzt (Abb. 64), während der Erhebungswinkel der in der Analyse verwendeten Fotofalle (θ) (gemessen bei Rehen und Wildschweinen) und die Durchschnittsgeschwindigkeit (aus der Bibliographie entnommen) bei 0,37 rad SE 0,02 (n=211 - $\theta=21,2^\circ$) bzw. 0,28 km/h (6720 m/Tag - Tabelle 14) lagen. In Liesberg betrugen die Parameter r , g und a jeweils 2,2 m SE 0,42 (n=10), 1,20 SE 0,13 (n=10) und 0,19 SE 0,06 (n=10 - Tabelle 14).

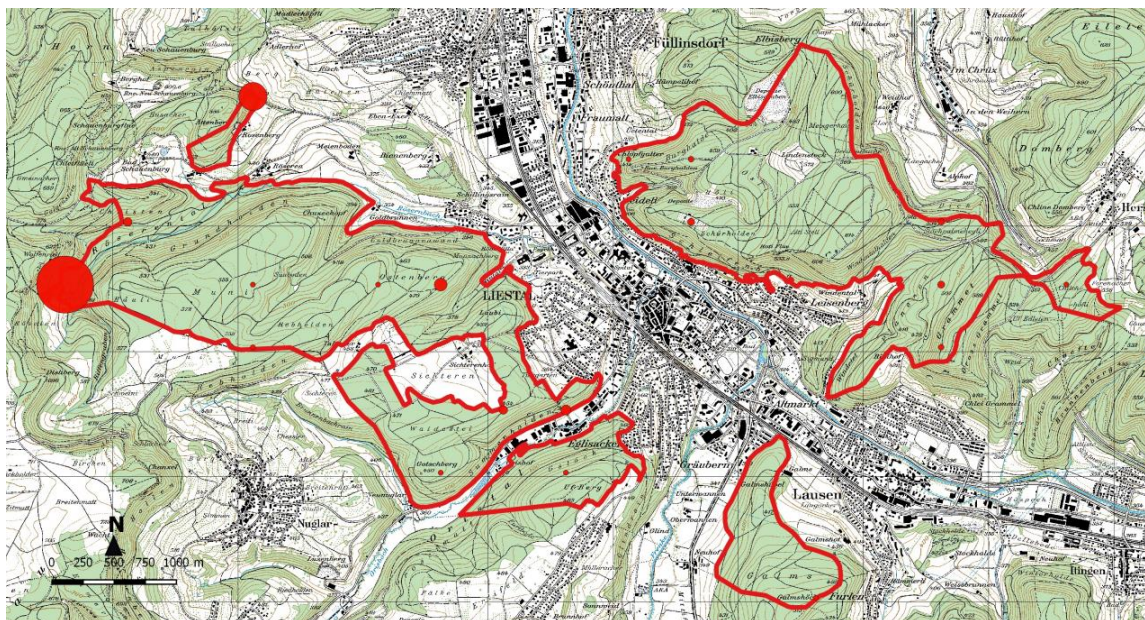


Abbildung 62: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Füchsen mit REM- und FDS-Methoden in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).

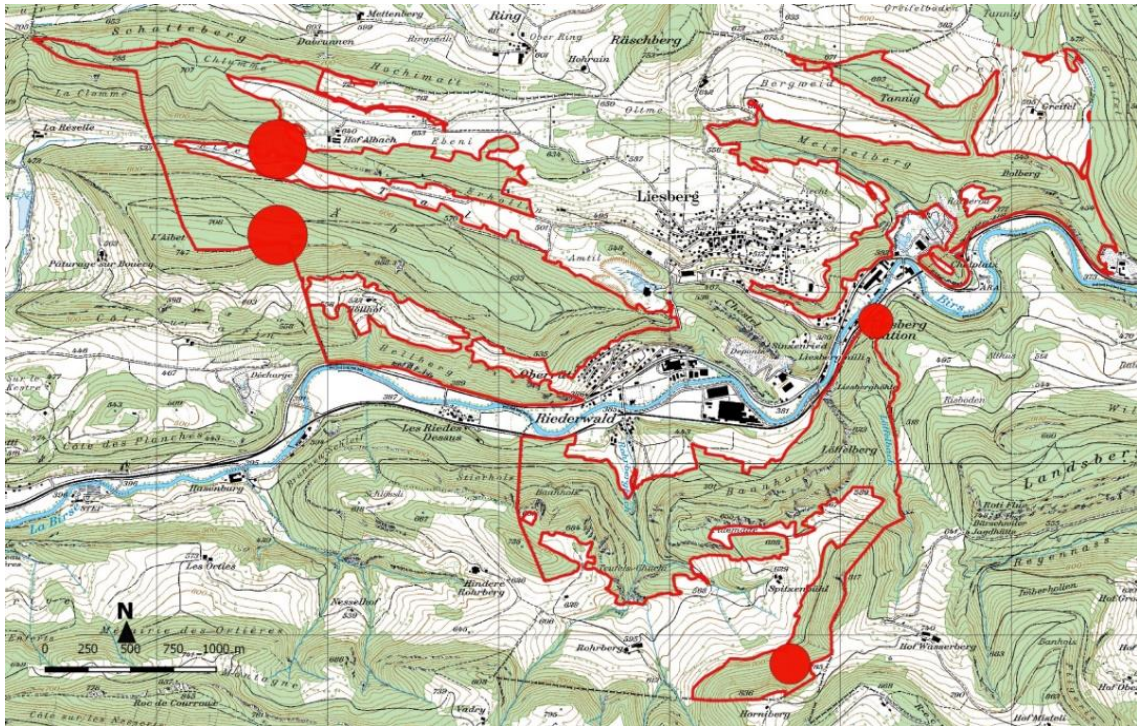


Abbildung 63: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Füchsen mit REM- und FDS-Methoden in BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).

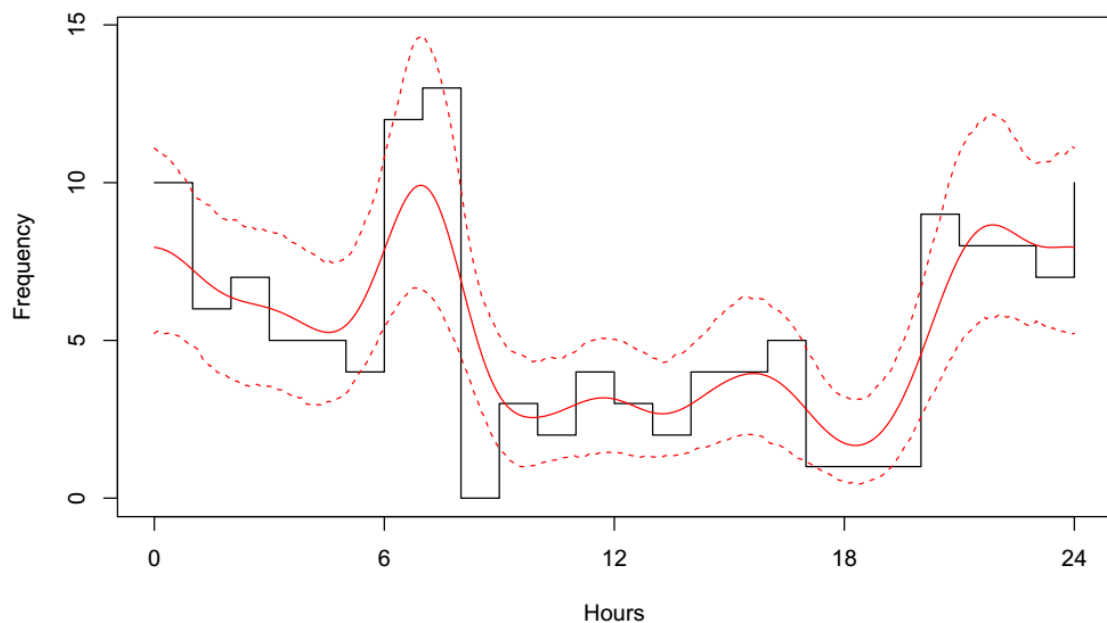


Abbildung 64: Fuchsaktivität in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).

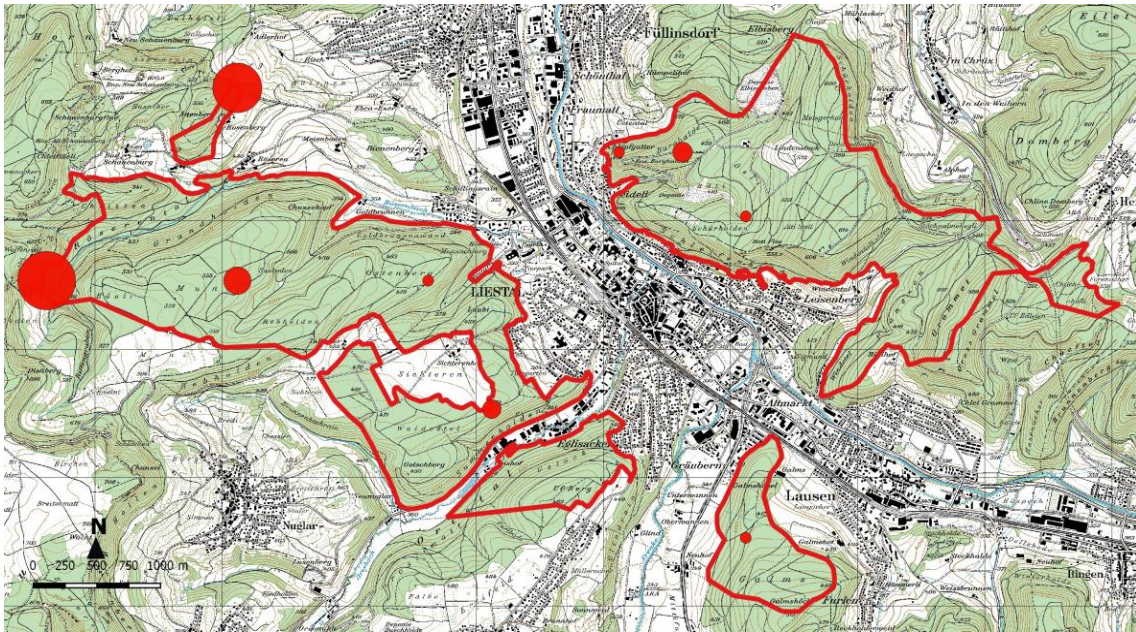


Abbildung 65: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Dachsen mit REM- und FDS-Methoden in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).

Dachsdichte

Random Encounter Model

Aufgrund einer ungenügenden Anzahl von Beobachtungen in Liesberg ($n=3$) wurde die Dichte der Art nur in Liestal geschätzt. Der Wert belief sich dort auf 1,9 Exemplare/km² (95% CI 0,5-3,9 - CV%= 47% - Tabelle 13).

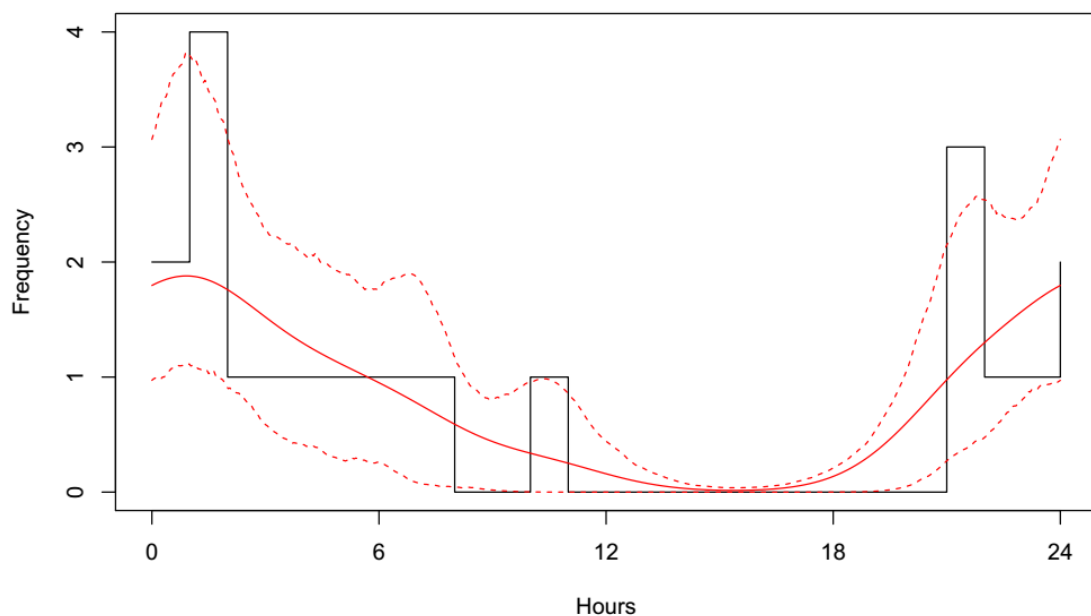


Abbildung 66: Dachsenaktivität in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).

Die Dachse wurden in 32,1% der Fotofallen fotografiert, mit einer Gesamtfallenrate von 0,03 SE 0,01 (min.=0, max.=0,25 - Abb. 65). Die in den Dichteschätzungen verwendeten Parameter (r , g , a) waren jeweils 4,2 m SE 0,35 ($n=24$), 1,04 SE 0,04 ($n=24$) und 0,40 SE 0,08 ($n=24$ - Tabelle 14 – Abb. 66). Der Erhebungswinkel der in der Analyse verwendeten Fotofalle (θ) (gemessen bei Rehen und Wildschweinen) und die durchschnittliche Geschwindigkeit (aus der Bibliographie) waren 0,37 rad SE 0,02 ($n=211$ - $\theta=21,2^\circ$) bzw. 0,22 km/h (5280 m/Tag - Tabelle 14).

ERMITTELTE REM UND FDS-PARAMETER IN PHASE 2

Bezüglich des Rehwilds errechneten wir für die 4 Untersuchungsgebiete der Phase 2 eine Durchschnittsgeschwindigkeit von 0,47 km/h (95% CI 0,43-0,51), was etwa 11,3 km entspricht, die an einem Tag zurückgelegt wurden (korrigierter Wert für die Aktivität). Dieser Wert war viel höher (+402%) und unterschied sich statistisch gesehen von dem Durchschnittswert (2,25 km/Tag) der Fortbewegungsgeschwindigkeiten des Rehs, die in anderen Untersuchungsgebieten für die REM-Dichteschätzungen verwendet wurden (1,0 km/Tag [77] - 4,2 km/Tag [55] - 2,53 km/Tag [90] - 1,25 km/Tag [95]). Auch bei Wildschweinen fanden wir eine Durchschnittsgeschwindigkeit (0,53 km/h - 95% CI 0,43-0,63 - 12,7 km/Tag), die signifikant höher (+144%) war als diejenige, die in der Vergangenheit mit Methoden der Radiotelemetrie in ähnlichen Umgebungen geschätzt wurde (5,2 km/Tag) (5,5 km/Tag [102] - 4,9 km/Tag [101]).

Die durchschnittliche Erhebungsdistanz der Fotofalle (r) im Hardwald und Strassberg betrug 7,2 m (95% CI 6,9-7,5) für Rehe und 8,1 m (95% CI 7,3-8,9) für Wildschweine. Beide waren signifikant niedriger als der theoretische Wert der Bushnell-Fotofallen (16,5 m). In Liestal und Liesberg betrug der durchschnittliche r -Wert 4,2 m (95% CI 3,8-4,6) für Rehe und 4,5 m (95% CI 3,9-5,1) für Wildschweine. Beide waren ebenfalls signifikant niedriger als der theoretische Wert der Cuddeback-Fotofallen (11,4 m).

Der durchschnittliche Erfassungswinkel der Fotofalle (θ) im Hardwald und Strassberg betrug 0,29 rad (95% CI 0,27-0,31) für Rehe und 0,30 rad (95% CI 0,26-0,34) für Wildschweine. In Liestal und Liesberg lag der Durchschnittswert von θ bei 0,37 rad (95% CI 0,33-0,41) für Rehe und 0,36 rad (95% CI 0,30-0,42) für Wildschweine. Die ermittelten Werte waren signifikant niedriger als die theoretischen Werte der Bushnell (0,66 rad) und Cuddeback (0,79 rad) Fotofallen.

In den 4 Untersuchungsgebieten betrug die durchschnittliche Gruppengrösse der Rehe 1,24 Tiere/Gruppe (95% CI 1,22-1,26), während sie bei Wildschweinen bei 3,40 Tiere/Gruppe (95% CI 3,01-3,80) lag.

VERGLEICH VON REHDICHTE UND VERBISS

Der Gesamtwert der Verbissintensität betrug 6,5% (95% CI 1,5-12) in Hardwald, 43% (95% CI 35-51) in Strassberg, 31% (95% CI 24-38) in Guegenhard und 18% (95% CI 6-30) in Liesberg (Tabellen 15 – Abb. 68) [128-129-130-131-132]. Bei gleichzeitig geringeren, wenn auch nicht statistisch signifikant geringeren Rehdichten in Strassberg im Vergleich zum Hardwald, wurden 3 Baumarten im Strassberg signifikant mehr verbissen: Esche, Ahorn und die Kategorie «übrige Laubbäume» (Abb. 67). In einem ähnlichen Vergleich zwischen Hardwald und Guegenhard wurden in Guegenhard 2 Arten signifikant mehr verbissen als im Hardwald (Buche und Esche - Abb. 67). Im Vergleich zwischen Strassberg und Guegenhard wurde die Kategorie «übr. Laubbäume» mehr in Strassberg verbissen, während Buche und Tanne mehr in Guegenhard verbissen wurden (Abb. 67). In Hardwald wurden die Esche und die Kategorie «übr. Laubbäume» weniger verbissen als in Liesberg (Abb. 67). Die durchschnittliche Rehdichte (berechnet als arithmetisches Mittel zwischen den Schätzwerten mit REM und FDS) betrug 22,5 Rehe/km² in Hardwald, 16,2 Rehe/km² in Strassberg und 17,6 Rehe/km² in Guegenhard (Abb. 67). Insgesamt fanden wir keine positive Korrelation zwischen der Rehdichte und der Verbissintensität bei den untersuchten Baumarten.

	HARDWALD			STRASSBERG			GUEGENHARD			LIESBERG		
	V (%)	LCI	UCI	V (%)	LCI	UCI	V (%)	LCI	UCI	V (%)	LCI	UCI
BUCHE	2	0	5,5	3	1	5	17	9	25	2	0	5
ESCHE	0	0	0	44	0	93	32	19	45	17	9	25
AHORN	9	0	26	45	32	58	34	15	53	20	8	32
FICHTE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TANNE	28	18	39	33	33	33	51	38	64	12	3	21
EICHE	49	0	100	100	99	100	k			k		
ÜBR. LAUBB.	6,5	0	19	80	64	96	0	0	0	64	31	97
GESAMT	6,5	1,5	12	43	35	51	31	24	38	18	6	30

Tabelle 15: Verbissintensität (Verbiss in % pro Baumart) in ZH 2 Hardwald, ZH 3 Strassberg, ZH 1 Guegenhard (März 2019) und BL 2 Liesberg (März 2020) [128-129-130-131-132].

k = Kein Vorkommen der Art in den Stichproben. Für den Hardwald wird der Mittelwert der Erhebungen in 2 Indikatorflächen aufgeführt. Für BL 1 Liestal fand keine Verjüngungskontrolle statt.

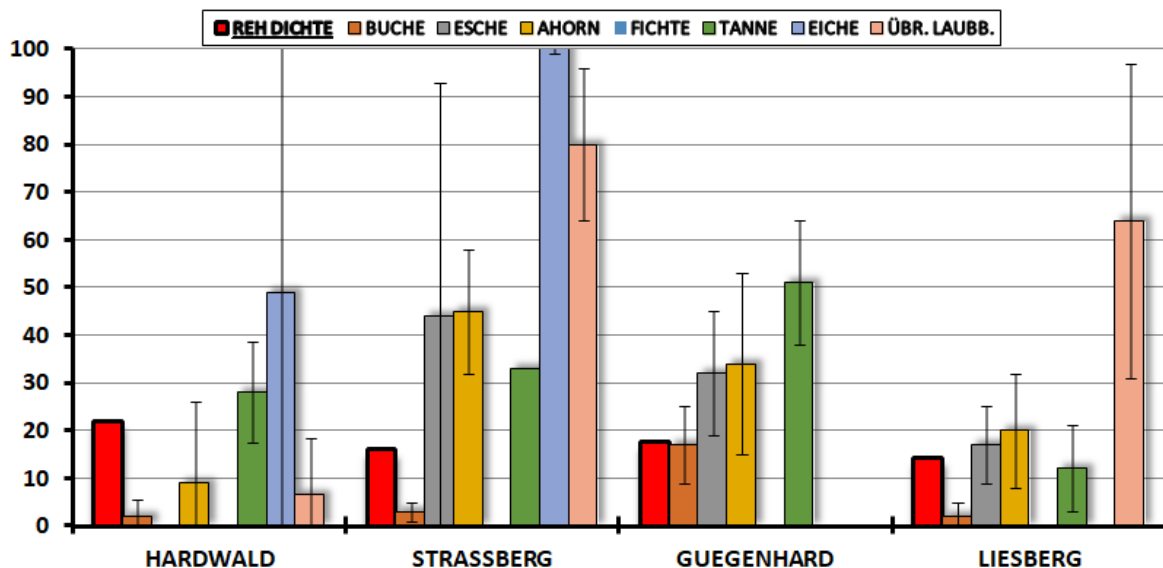


Abbildung 67: Ergebnisse der Verjüngungskontrolle (Verbiss in % pro Baumart) in ZH 2 Hardwald, ZH 3 Strassberg, ZH 1 Guegenhard (März 2019) und BL 2 Liesberg (März 2020) im Vergleich zu den Rehdichten (Rehe/km²) [128-129-130-131-132]. Die Rehwildichte wurde als Durchschnitt zwischen REM & FDS berechnet.

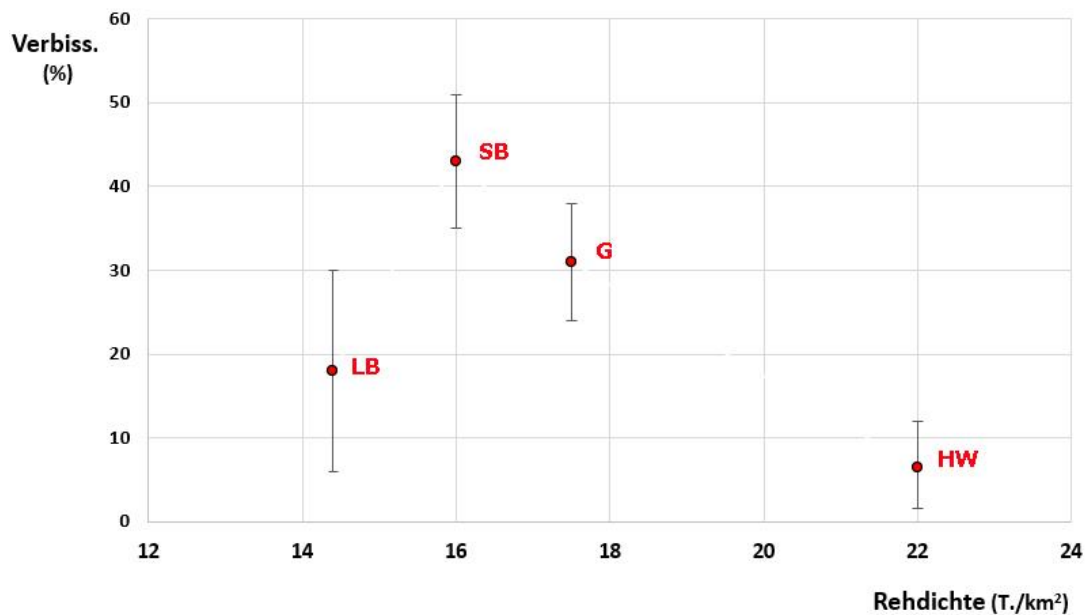


Abbildung 68: Gesamtverbissintensität in ZH 2 Hardwald, ZH 3 Strassberg, ZH 1 Guegenhard (März 2019) und BL 2 Liesberg (März 2020) in Bezug auf die Rehwildichte.

MONITORINGAUFWAND: VERGLEICH ZWISCHEN REM UND FDS

Unter Berücksichtigung der 4 Untersuchungsgebiete der Phase 2 betrug der Gesamtaufwand für das REM 394 Arbeitsstunden (Tabelle 16). Der Gesamtaufwand für das FDS, hätte unter Einbezug des Aufwands für die Erhebung von θ (siehe Methoden) 349 Stunden betragen. Der Aufwand für die Computeranalysen im Büro war bei REM (141 Stunden) und FDS (138 Stunden) praktisch identisch, während der Gesamtaufwand im Feld mit REM 253 Stunden betrug, verglichen mit einem Schätzwert von 211 Stunden beim FDS (Tabelle 16). Genauer gesagt betrug der Gesamtaufwand für das Anbringen der Fotofallen 31 Stunden, mit einem Durchschnitt pro Station von etwa 21 min ($n=89$; Tabelle 17). Die durchschnittliche Zeit pro Station, die für Felderhebungen bei der REM-Methode (54 min) benötigt wurde, war signifikant höher als die erforderliche Zeit bei der FDS-Methode (8 min; $t=7,3$, $df=161$, $p<0,0001$; Tabelle 17).

METHODE	Feld Arbeit (Std.)	Büro Arbeit (Std.)	Total (Std.)
REM	253	141	394
FDS ^a	211	138	349

Tabelle 16: Monitoringaufwand vor Ort und im Büro der REM & FDS-Erhebungen in ZH 2 Hardwald, ZH 3 Strassberg, BL 1 Liestal und BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).

a = Abschätzung des FDS-Aufwands bei Messung θ im Feld.

METHODE	Kamera Plazierung (Std.) c	Kamera Plazierung pro Station (Min.)	Erhebung (Std.) b	Erhebung pro Station (Min.)	Plazierung und Erhebung (Std.)	Plazierung und Erhebung pro Station (Min.)	Totale Aufwand (Std.) a	Totale Aufwand pro Station (Std.)
REM	31	21	73	54	105	74	263	2,8
FDS			10	8	41	29		

Tabelle 17: Aufwand für die Feldarbeit bei den REM- und FDS-Erhebungen in ZH 2 Hardwald, ZH 3 Strassberg, BL 1 Liestal und BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).

a = Gesamtaufwand unter Berücksichtigung der Positionierung der Fotofallen, der Messung der Parameter und der Fahr- und Gehzeit, um die Stationen zu erreichen.

b = Messung der Feldparameter.

c = Suche nach der besten Position und Anbringen der Fotofalle.

Selbst wenn man den Gesamtaufwand pro Station (Positionierung + Erhebungen) addiert, waren die Unterschiede zwischen REM (74 min) und FDS (29 min) gleich signifikant ($t=6,5$, $df=150$, $p<0,0001$; Tabelle 17). Der Feldarbeitsaufwand lag unter Einbezug der Fahr- und Gehzeiten bei insgesamt 263 Arbeitsstunden, was 2,8 Stunden pro Fotofalle entspricht. Ein sehr ähnlicher Wert wurde auch in Phase 1 (2,6 Stunden/Fotofalle) gefunden [92]. Die Monitoringstationen waren durchschnittlich 33 Tage SE 0,93 aktiv.

DISKUSSION

POPULATIONSDICHTE (PHASE 1 UND 2)

Das REM und das FDS ergaben homogene Dichteschätzungen, die mit den bereits verfügbaren Informationen für die Untersuchungsgebiete (Jagdstatistik) übereinstimmten.

Für das Rehwild waren die mit den beiden Methoden geschätzten Dichten in Hardwald (REM=16,5 Rehe/km² - FDS=28,5 Rehe/km²), Strassberg (REM=15,8 Rehe/km² - FDS=16,6 Rehe/km²), Liestal (REM=17,9 Rehe/km² - FDS=10,7 Rehe/km²) und Liesberg (REM=15,2 Rehe/km² - FDS=13,6 Rehe/km²) nicht signifikant unterschiedlich. Diese Ergebnisse bestätigen diejenigen, die bereits in Guegenhard (Phase 1-Periode B) erzielt wurden, wo sich die Schätzung mit REM (16,2 Rehe/km²) nicht signifikant von der mit FDS (19,4 Rehe/km²) unterschied.

Natürlich können wir die Genauigkeit dieser Schätzungen nicht überprüfen, da die tatsächlichen Rehichten nicht bekannt sind, aber es ist möglich, die von uns gesammelten Ergebnisse mit den Jagdstatistiken zu vergleichen. In allen Untersuchungsgebieten, mit Ausnahme der Schätzung mit dem REM im Guegenhard (Phase 1), befanden sich die aus der Jagdstatistik hochgerechneten Rehpopulationsdichten immer innerhalb der Konfidenzintervalle der Schätzungen mit dem REM und dem FDS.

Natürlich ist es nicht unsere Absicht, einen direkten Vergleich zwischen unseren Schätzungen und denen der Jäger anzustellen, da wir für einen Vergleich Daten verwenden müssten, die im gleichen Zeitraum und im gleichen Untersuchungsgebiet erhoben wurden [40]. In unserem Fall gibt es mindestens 3 Monate (Hardwald, Strassberg, Liestal und Liesberg) und 6 Monate (Guegenhard) Differenz zwischen unseren Schätzungen und denen der Jäger. Zudem ist unser Untersuchungsgebiet im Guegenhard (Phase 1) etwa 9% kleiner als die gesamte Waldparzelle, auf der die Schätzungen der Jäger gemacht wurden. Darüber hinaus ist zu beachten, dass es für einen Vergleich zwischen Erhebungstechniken unerlässlich ist, die relative Variabilität der Ergebnisse einzubeziehen [79]. Leider schätzen die verfügbaren Jagdstatistiken die Variabilität der Ergebnisse nicht ab, was statistische Einschränkungen mit sich bringt [79].

Trotzdem konnten wir keine offensichtlichen Probleme der Unter- oder Überschätzung der Dichten im Vergleich zu dem, was für die Untersuchungsgebiete bereits bekannt ist, feststellen, so dass die mit REM und FDS vorgenommenen Schätzungen insgesamt plausibel erscheinen.

Die von uns geschätzten Dichten erscheinen ziemlich hoch, wenn man sie mit den Dichten vergleicht, die in anderen Untersuchungsgebieten mit ähnlichen ökologischen Eigenschaften gefunden wurden. In einer neueren Studie über die Rehpopulation in Hessen (Deutschland) schätzten Waltert et al. [90] die Dichten zwischen 14,6 und 19,4 Rehe/km². Diese Dichten sind vergleichbar mit den höchsten Dichten, die in ähnlichen ökologischen Kontexten bekannt sind (6-18 Rehe/km²) [76], wie z.B. im Wald von Chizè in Frankreich, wo die geschätzten Rehichten zwischen 6 und 22 Exemplare pro km² liegen [98]. Für eine Übersicht über die Rehichten in Europa verweisen wir auf die Arbeiten von Melis et al. [72] und Flajšman et al. [96].

Auch in Bezug auf Wildschweine erzielten wir Ergebnisse, die sich zwischen REM und FDS nicht signifikant unterschieden, was eine gewisse Homogenität der bereits bei Rehen gefundenen Ergebnisse bestätigt. Die in Strassberg (REM=9,9 Wild./km² - FDS=11,9 Wild./km²) und Liestal (REM=8,7 Wild./km² - FDS=6,0 Wild./km²) festgestellten Dichten waren zwischen den beiden Methoden tatsächlich konsistent.

In den zwei anderen Untersuchungsgebieten (Guegenhard und Hardwald) war das Vorkommen sporadisch bzw. von geringer Dichte, während in Liesberg die Schätzung höchstwahrscheinlich überschätzt wurde (REM=8,9 Wild./km²). Diese Überschätzung resultiert aus einem wahrscheinlich anomalen Wert der Wildschweinaktivität in diesem Untersuchungsgebiet (siehe REM&FDS-Parameter). Insgesamt waren die von uns berechneten Wildschweindichten mit der Jagdstatistik kompatibel.

Die von uns geschätzten Wildschweindichten in den Gebieten Strassberg und Liestal gehörten zu den höchsten in der Schweiz. In einer Untersuchung, die in verschiedenen Gebieten des Kantons Genf auf der Grundlage von Fang-Wiederfang-Techniken mit Fotofallen durchgeführt wurde, fanden Hebeisen et al. [97] durchschnittliche Dichten von 10,6 Wildschweinen/km², die zu den höchsten gehören, die jemals in Westeuropa gefunden wurden [99].

Die mit REM geschätzten Fuchsdichten in Hardwald, Strassberg und Liestal waren recht homogen (REM=9,3–10,9 Füchse/km²), während in Liesberg der Wert viel niedriger war (REM=1,8 Füchse/km²). In diesen Monitoring-Bereichen der Phase 2 können wir die mit dem REM erzielten Ergebnisse nicht mit denen der FDS-Methode vergleichen, da wir uns aus Aufwandsgründen entschieden haben, die Fuchs- und Dachsdichten nicht mit dem FDS zu schätzen.

Der Vergleich kann jedoch in Guegenhard (Phase 1) vorgenommen werden. In diesem Untersuchungsgebiet haben wir in der Gesamtperiode (A+B) 5,8 Fuchs/km² mit REM und 3,6 Fuchs/km² mit FDS nachgewiesen. Die Ergebnisse unterschieden sich nicht signifikant, obwohl die mit REM vorgenommenen Schätzungen höchstwahrscheinlich durch eine Überschätzung aufgrund des Geschwindigkeitsparameters beeinträchtigt sind, der im Feld nicht festgestellt, sondern der Literatur entnommen wurde (siehe REM&FDS-Parameter).

Die höchsten von uns geschätzten Dichten stimmen mit Ergebnissen in ähnlichen ökologischen Kontexten überein, wie in einer Untersuchung in Bayern anhand von mit GPS ausgestatteten Füchsen (13,4 Fuchs/km² im Sommer) gefunden wurde [83] oder allgemeiner in Deutschland in 800 über das Land verteilten ländlichen Gebieten geschätzt wurde (min.=2,7 Fuchs/km² – max.=20 Fuchs/km²) [100].

Die Dachsdichten beliefen sich in denjenigen Gebieten, wo die Art vorkam, auf 1,4 bis 1,9 Individuen/km² (REM). Die von uns geschätzten Dichten stimmen mit den höchsten Werten im Jura in der Schweiz (0,4-1,5 Tiere/km²) [102] und allgemeiner in Kontinentaleuropa (0,1-1,5 Tiere/km²) [102] überein. Wie im Fall des Fuchses sind die mit REM vorgenommenen Schätzungen aufgrund der Verwendung der aus der Literatur gewonnenen Geschwindigkeitsdaten wahrscheinlich überschätzt worden (siehe REM&FDS-Parameter).

VERWENDUNG DER REM- UND FDS-PARAMETER

Die durchschnittliche Fortbewegungsgeschwindigkeit einer Tierart ist zusammen mit der Aktivität zweifellos einer der kritischsten Parameter des REM [z. B. 68-25-74].

Wir berechneten für Rehe und Wildschweine in den vier Untersuchungsgebieten der Phase 2 eine Durchschnittsgeschwindigkeit, die sich signifikant von dem Durchschnittswert unterschied, der in anderen Untersuchungsgebieten für diese Arten in REM-Dichte-Schätzungen verwendet wurde. In Bezug auf Rehe und Wildschweine wurden fünf dieser aus anderen Studien entnommenen Werte mit Hilfe radiotelemetrischer Methoden (GPS oder VHF) geschätzt [55-90-95-101-102], während der sechste, der sich auf Rehe bezieht, aus allometrischen Schätzungen stammt [77].

Diese Unterschiede bestärken die These, dass es wichtig ist, die Geschwindigkeit der Tiere mit Fotofallen statt mit GPS-VHF-Techniken zu messen, um realistischere Werte zu erhalten; eine Schlussfolgerung, zu der auch Pfeffer et al. gelangt sind [55]. In der Tat berechneten diese Autoren, als sie in einer Untersuchung über Rehe in Schweden die Geschwindigkeit der Rehe mit Fotofallen ermittelten, eine Geschwindigkeit von 11,9 km/Tag. Dieser Wert war viel höher, als derjenige, der im gleichen Untersuchungsgebiet mit GPS-Halsbändern geschätzt wurde (4,2 km/Tag) [55]. Die Autoren stellten die Hypothese auf, dass dieser Unterschied wahrscheinlich auf einer Unterschätzung der Geschwindigkeiten mittels GPS-Methode beruht [55].

Wie bereits in der Literatur beschrieben, ist das Risiko, die tatsächliche Fortbewegung von Tieren mit der Methode der Radiotelemetrie (GPS oder UKW) zu unterschätzen, sehr gross [23-73]. Gemäss Simulationen und Erhebungen, die mit Kamerafallen der auf der Barro Colorado Island in der Republik Panama lebenden Säugetiergemeinschaft gemacht wurden, wäre die tatsächliche Geschwindigkeit

der Tiere im Durchschnitt 1,9 bis 7,3-fach höher als diejenige, die im Feld mit Radiotelemetrie erhoben wurde [23]. Tatsächlich ist es mit dieser Methode derzeit nicht möglich, eine Anzahl von Positionserhebungen mit einer solchen Häufigkeit durchzuführen, dass die Richtungswechsel der Tiere getreu rekonstruiert werden können [23-73]. Nach Rowcliffe et al. wäre eine Erhebungsfrequenz von vielen Positionen pro Minute notwendig, um den Weg der Tiere getreu zu rekonstruieren [73], insbesondere für kleine Arten [73].

Es ist klar, dass Geschwindigkeitsschätzungen, die mit Fotofallen vorgenommen werden, ebenfalls fehlerhaft sein können. Im Falle des Rehs und des Wildschweins haben wir gemäss Vorgehen von Rowcliffe et al. die Geschwindigkeit im Feld gemessen, indem wir die Länge des Wegs (m), den das Tier zurückgelegt hatte, durch die Anzahl Sekunden teilten [23]. Eine Fehlerquelle könnte die in der Schätzung der ersten Position des fotografierten Tieres und in der anschliessenden Rekonstruktion des von ihm bis zum letzten Bild zurückgelegten Wegs liegen. Ohne Bezugspunkte ist es normalerweise schwierig, den Abstand eines Objekts von der Kamera zu schätzen. Daher haben wir uns bei der Wahl des Baums, an dem die Kamera befestigt werden sollte, auch nach dem Vorhandensein von Referenzobjekten (Baumstämme, Steine, kleine Büsche usw.) gerichtet. Dieser Ansatz hat es uns ermöglicht, die Position des Tieres im Erfassungsfeld der Kamera mit akzeptabler Genauigkeit zu erfassen und den eingeschlagenen Weg zu rekonstruieren. Wir gehen deshalb davon aus, dass unsere Schätzung der Durchschnittsgeschwindigkeit der Tiere (Rehe und Wildschwein) nicht mit grossen Fehlern behaftet ist, auch weil die verwendeten Kamerafallen über Sensoren verfügen, die zu den schnellsten auf dem Markt gehören (0,25 Sek. Verzögerung). Diese Eigenschaft ist entscheidend für die Erkennung sehr schneller Tiere [23-47-68]. Darüber hinaus wurden die Kamerafallen mit für das Auge nicht sichtbaren LEDs ausgestattet (No-Glow), um die Möglichkeit zu reduzieren, dass das Verhalten der Tiere durch die Lichtemission verändert wird, wie bereits in anderen Untersuchungen hervorgehoben wurde [47].

In Fällen, in denen das Verhalten durch die Kamerafalle trotzdem beeinflusst wurde, haben wir die Beobachtung bei der Berechnung der Geschwindigkeit der Tiere nicht berücksichtigt, weshalb die von uns geschätzten Werte realistisch sein sollten.

Aus den oben erläuterten Gründen wurden die von uns geschätzten Fuchs- und Dachsdichten höchstwahrscheinlich überschätzt. So verzichteten wir, um den Aufwand zu reduzieren, für diese beiden Arten auf eine Messung der Fortbewegungsgeschwindigkeit im Feld und verwendeten für die REM-Dichteberechnungen die durchschnittliche Geschwindigkeit des Fuchses und des Dachses, die mit radiotelemetrischen Methoden im Jura ermittelt wurde [63-64]. Hätten wir also die Fuchsgeschwindigkeit im Feld gemessen, hätten wir höchstwahrscheinlich niedrigere Dichten mit REM erhalten.

Eine weitere mögliche Fehlerquelle der Schätzungen bei REM und FDS könnte in der Methode der Abschätzung der Aktivität (a) der Tiere gemäss der von Rowcliffe et al. beschriebenen Methode liegen. [24]. Dieser Parameter ist für REM von wesentlicher Bedeutung, denn wenn die Geschwindigkeit der Tiere mit den Kamerafallen gemessen wird, muss sie für die Aktivität korrigiert werden [23-24]. Diese Korrektur ist notwendig, da die Geschwindigkeit nur erfasst wird, wenn sich die Tiere bewegen (resp. aktiv sind) [23-24]. In ähnlicher Weise ist dieser Parameter beim FDS von entscheidender Bedeutung, da die Dichten der Tiere für die Aktivität der Tiere korrigiert werden müssen [25]. Die grundlegende Annahme der Methode zur Berechnung der Aktivität anhand der Zeitpunkte der Fotografien besteht darin, dass im Moment der maximalen Aktivität innerhalb der 24 Stunden alle Individuen der Art aktiv sind, sodass die Häufigkeit einer bestimmten Aktivitätszeit proportional der Aktivität der Population ist [24]. Nach Rowcliffe et al. ist diese Annahme für einige Arten nicht realistisch, insbesondere im Hinblick auf grosse Karnivoren, deren Ernährungszyklen länger als 1 Tag sind [24]. In der Praxis bot dieses Modell jedoch Schätzungen der Aktivität, die denen ähnelten, die mit anderen Methoden (Telemetrie, Beobachtungen) berechnet wurden [24]. Darüber hinaus haben wir vor der Auswertung die Uhrzeit der Fotografien korrigiert, um die Zeitverschiebung, insbesondere des Sonnenauf- und Sonnenuntergangs, entsprechend des Sonnenstands zu berücksichtigen [62]. Diese Korrektur ist in hohen Breiten und für längere Forschungsperioden und für

Arten, die ihre Aktivitätszyklen mit Sonnenauf- und Sonnenuntergang synchronisieren, besonders wichtig [62]. Aus diesem Grund glauben wir, dass unsere Schätzungen der Aktivität der Rehe im Guegenhard zuverlässig sind, zumal sie den Durchschnittswerten von Rehen in der freien Wildbahn und in Gefangenschaft (etwa 30-50%) liegen [82].

Bezüglich des Wildschweins fanden wir keine offensichtlichen Probleme mit dem Aktivitätswert, ausser in Liesberg, wo die Dichte dieser Art ($REM=8,9 \text{ Wild./km}^2$) wahrscheinlich überschätzt wurde.

Diese Überschätzung resultiert aus einem wahrscheinlich anomalen Wert der Aktivität ($a=0,20$), der signifikant niedriger war als die Werte, die in den anderen Standorten unseres Projekts ($a=0,41$ bis $0,50$) und in anderen, sehr ähnlichen Untersuchungsgebieten gefunden wurden.

In einer Untersuchung, die in drei Gebieten im Südwesten Deutschlands in der Region Baden-Württemberg an mit GPS-Empfängern besenderten Wildschweinen durchgeführt wurde, betrug die durchschnittliche Aktivität während des Jahres tatsächlich 41% ($a=0,41$), wobei die Werte im Sommer höher waren als im Winter, aber nie unter 35% lagen [97]. Der Faktor, der den niedrigen Aktivitätswert in Liesberg bestimmt hatte, war wahrscheinlich die geringe Anzahl von Beobachtungen, mit denen er berechnet wurde, was zu grossen stochastischen Schwankungen der Ergebnisse führte.

Die REM & FDS-Parameter, die am engsten mit den technischen Eigenschaften der Fotofallen zusammenhängen, sind der Erfassungsabstand (r) und der Erfassungswinkel (θ) der Fotofalle. In beiden Fällen waren die von uns im Feld gemessenen Werte von r und θ immer deutlich niedriger als die theoretischen Parameter, die aus den technischen Daten der Fotofallen (Gebrauchsanweisung) entnommen wurden. Diese Ergebnisse zeigen auf, wie wichtig es ist, diese Parameter vor Ort zu ermitteln, anstatt sie aus den allgemeinen technischen Daten der Fotofallen zu entnehmen, wie es in anderen Untersuchungen geschehen ist. Die Bedeutung der Erfassung dieser Parameter zur gleichen Zeit und im gleichen Untersuchungsgebiet, in dem das Fotofallen-Monitoring durchgeführt wird, wurde von Rowcliffe et al. unterstrichen [5], da diese hauptsächlich von der Grösse der überwachten Tiere und den Wetterbedingungen [22], den technischen Eigenschaften der Fotofallen [103-22] und dem Habitat [22] beeinflusst werden können. In unserem Untersuchungsgebiet begünstigte die Strategie der Auswahl von Stationen mit Referenzpunkten im Sichtfeld der Fotofalle die Schätzung von r und θ .

Diese Parameter sind auch für FDS-Schätzungen wichtig, da eine genaue Messung der Abstände r Teil der Annahmen zur Abstandsmessung ist [19] und der Wert des Erfassungswinkels der Fotofalle die Dichte-Schätzungen signifikant beeinflusst.

In unserer Studie haben wir versucht, das von den Entwicklern des FDS vorgeschlagene allgemeine Vorgehen, bei dem die Entfernungen der im Sichtfeld der Fotofalle vorhandenen Objekte mit Zeichen hervorgehoben wird, effizienter und präziser zu gestalten [25]. So haben wir mit dem Laser die Entfernungen der Objekte genau gemessen und eine Referenzaufnahme mit den entsprechenden Informationen erstellt, um die Schätzung der Entfernungen der für die FDS gefilmten Tiere zu begünstigen. Wir glauben deshalb, diese mögliche Fehlerquelle minimiert zu haben, indem wir realistischere Schätzungen von r und θ als die theoretischen erhalten haben. Die Strategie der Erkennung der Parameter im Feld war auch wichtig, um die Unterschiede zwischen den beiden verwendeten Kameramodellen (Bushnell und Cuddeback) auszugleichen.

In Bezug auf das REM ist die durchschnittliche Gruppengrösse ein weiterer wichtiger Parameter für die Schätzung der Dichte, insbesondere für Arten, die durch grosse Gruppengrössen gekennzeichnet sind [41]. Das Problem ist dabei, dass assoziierte Tiere, die sich relativ weit voneinander bewegen, nicht von den Kamerafallen aufgenommen werden, was zu einer Unterschätzung der Gruppengrösse führt.

Was die Schätzungen der Fuchs- und Dachsdichte betrifft, glauben wir, dass dieses Problem weniger bedeutend sein könnte, da wir fast immer Einzeltiere fotografiert haben. Bei den Rehen könnte es zu

einer gewissen Unterschätzung gekommen sein, aber da unsere Schätzung der Herdengrösse ($g=1,24$ Rehe/Gruppe SE 0,01) ähnlich ist wie die anderer Untersuchungen ($g=1,22$ Rehe/Gruppe [77] - $g=1,6$ Rehe/Gruppe [70] - $g=1,3-1,9$ Rehe/Gruppe [76-90]), glauben wir, dass dieses Problem wahrscheinlich begrenzt war. Eine gewisse Unterschätzung der Dichten könnte für das Wildschwein vorliegen, da die durchschnittliche Gruppengrösse höher war als diejenige des Rehs. In unseren Untersuchungsgebieten der Phase 2 berechneten wir eine durchschnittliche Grösse von 3,4 Wild./Gruppe, die ungefähr der Grösse entspricht, die in anderen Gebieten, in denen REM verwendet wurde, gefunden wurde ($g=2,5-3,74$ Wild./Gruppe [78-41] - $g=2,91$ Wild./Gruppe [89] - $g=3,1$ Wild./Gruppe [7] - $g=1,4-3,2$ Wild./Gruppe [10]).

Eine weitere mögliche Fehlerquelle kann darin bestehen, nicht jedes Tier innerhalb des Überwachungsbereichs der Kamerafalle zu erkennen (Annahmen des REM und des FDS) [5-19]. Um dieses Problem zu lösen, verwendeten wir Fotofallen mit sehr schnellen Sensoren. Trotzdem ist es möglich, dass sehr schnelle und nahe an der Kamera vorbeiziehende Individuen nicht erfasst wurden. In dieser Hinsicht könnte das Problem für das FDS wichtiger sein, da der erste Meter von der Kamera für die Erfassung und Erkennung von Tieren entscheidend ist. Um die negativen Auswirkungen auf die Schätzungen zu verringern, haben wir jedoch gemäss der Methode der Entwickler des FDS [25] und wie für das *distance sampling* allgemein verwendet [19-43] eine Kürzung auf der linken Seite der Daten vorgenommen.

Eine weitere Annahme des REM und des FDS ist, dass die Beobachtungen unabhängig sein müssen. In der Literatur wurden verschiedene Lösungen vorgeschlagen, um dieses Problem zu lösen: z.B. die Verwendung einer Latenzzeit der Kamerafalle [z. B. 16-8-60], eine festgelegte Anzahl von Minuten, innerhalb derer die Beobachtungen als nicht unabhängig betrachtet werden [z. B. 78-60-17] oder von Fall zu Fall anhand der Fotos die nicht unabhängigen Beobachtungen verwerfen [z. B. 77-11-15]. Mit Ausnahme der Periode A in der Phase 1 (Guegenhard), in der eine Latenzzeit verwendet wurde, haben wir die Unabhängigkeit der Fotos von Fall zu Fall beurteilt. Da artspezifische Studien fehlen, scheint es uns zu subjektiv, eine fixe Minutengrenze festzulegen. Die Strategie, jeden Fall einzeln zu bewerten, wurde auch von den Entwicklern des REM, Rowcliffe et al., als realisierbare Alternative zur Latenz vorgeschlagen [5-77]. Ein Problem beim FDS besteht darin, dass die Beobachtungen nicht alle unabhängig sind, da mehrere Entfernungen desselben Individuums erfasst werden [5]. Dies führt in der Analyse zu einem *overfitting* bei der Wahl des Modells, das am besten zu den Daten passt [80]. Um dieses Problem zu lösen, haben wir die Anzahl der Funktionsparameter reduziert [25] und die Bootstrap-Technik zur Berechnung der Variabilität der Ergebnisse verwendet [25-80-19].

Eine weitere wichtige Annahme beider Methoden ist, dass die Probenahme zufällig (*random*) ist [5-25]. Diese Anforderung haben wir im Wesentlichen erfüllt, da wir ein systematisches Raster verwendet haben und die durchschnittliche Abweichung zwischen dem theoretischen Punkt und dem tatsächlichen Erhebungspunkt (REM & FDS-Station) zwischen 11,1 und 13,0 m lag: ein Wert nahe bei einer perfekt randomisierten Probenahme.

Eine weitere Voraussetzung ist, dass die Tiere von der Kamerafalle nicht beeinflusst werden. Wie bereits erwähnt, haben wir Fallen mit IR-LED gewählt, die nicht sichtbar sind. Gemäss unseren Beobachtungen scheint uns dieses Problem nicht sehr relevant zu sein. Eine weitere Annahme des REM ist, dass die Bewegung der Tiere unabhängig voneinander ist [5]. Natürlich interagieren die Tiere miteinander, daher scheint diese Annahme nicht respektiert zu werden, aber glücklicherweise scheint das REM hinsichtlich der Abweichungen von dieser Anforderung sehr robust zu sein [5-21]. Hutchinson & Waser haben in der Tat aufgezeigt, dass die Abweichungen von dem, was das Gasmodell postuliert hat und von dem REM abgeleitet wird, einen geringen Einfluss auf das Endergebnis haben [21]. Daher ist die Einhaltung dieser Annahme für die Erzielung zuverlässiger Ergebnisse nicht besonders kritisch [5].

Eine weitere Annahme ist schliesslich, dass die Population keine Zunahme oder Abnahme im Zeitraum der Untersuchung erfährt. In dieser Hinsicht ist ein Zeitraum von drei Monaten akzeptabel resp. ist die Schätzung in jedem Fall ein Durchschnitt der Dichte im Bezugszeitraum [5].

PRÄZISION DER ERGEBNISSE

Im Vergleich der beiden Monitoring-Methoden haben wir mit REM Dichteschätzungen mit einer guten durchschnittlichen Präzision (Reh ~23% - Wildschwein ~28% - Fuchs ~17% - Dachs ~45%) erhalten. Diese war insgesamt besser als die durchschnittlichen CV% (~28%), die in anderen REM-Untersuchungen ermittelt wurden: u.a. Java Wildschweine auf einer kleinen Insel in der Nähe von Java 24% [9-67], Duiker's Meerärsche in Tansania 39% [17], Bardi's Tapire in Mexiko 54% [11], Löwen im Serengeti-Nationalpark in Tansania 15% [15], Wildkatzen beim Ätna in Italien 8% [12], Maral-Hirsche 35% [6], Wildschweine im Golastan-Nationalpark im Iran 27% [7], Rehe in der Toskana 27% [77] und Zebras in Kenia 26% [4]. Mit der FDS-Technik waren die CV% Werte der Ergebnisse bei der Schätzung der Dichte von Reh, Wildschwein und Fuchs mit 27%, 31% bzw. 26% niedriger als die beiden einzigen bisher direkt vergleichbaren Fälle: Maxwell-Hirsch ca. 40% [25] und Schimpanse 39,7% [91] an der Elfenbeinküste.

Insgesamt bot die REM-Methode etwas genauere Ergebnisse als die FDS-Methode. Aber wo liegt der beste Kompromiss zwischen Präzision und Überwachungsaufwand? Nach den Simulationen von Rowcliffe et al. reichen 10 Fotos aus, um indikative Schätzwerte für die Dichte [5-6] zu berechnen, auch wenn mindestens 50 Beobachtungen für zuverlässigere Schätzungen ratsam wären [5-68-55]. Wie von Rademaker et al. hervorgehoben wurde, wurde die Stabilisierung der CV-Variation der Ergebnisse (Fallenrate) der Schätzung der Dichte des Java Wildschweins mit einer höheren Anzahl von Beobachtungen (n=92) als den als indikative angegebenen Werten (n=50) erzielt [9]. Dies zeigt, wie wichtig es ist, die Präzision der Ergebnisse in Abhängigkeit vom Aufwand von Fall zu Fall zu beurteilen, da die Abundanz oder Seltenheit einer Art einen grossen Einfluss auf die Präzision der Schätzungen hat [5].

Was das Rehwild anbelangt, so fanden wir in den fünf Untersuchungsgebieten des Mittellandes und Juras durchschnittliche Dichten, die recht homogen waren. In diesen Gebieten wurde der durchschnittliche Kompromiss zwischen Präzision und Überwachungsaufwand bei 240 Fallentagen geschätzt, mit einer daraus resultierenden durchschnittlichen Aufwandsreduktion von ~66%. Das bedeutet, dass bei 20 hypothetischen Fotofallen 12 Tage Überwachung ausreichen würden, um eine Präzision der Ergebnisse zu erzielen, die in etwa der mit einem viel höheren Aufwand zu erreichenden Präzision entspricht. Dieser Wert steht im Einklang mit dem, was Rovero et al. in der REM-Untersuchung einer Harvey-Ducker-Population in Tansania als akzeptablen Wert des Überwachungsaufwands (250 Fallentage) feststellten [17].

In Gebieten, in denen wir eine ausreichende Anzahl von Beobachtungen von Wildschweinen erhielten, um den Kompromisspunkt zwischen Präzision und Aufwand abzuschätzen (Strassberg und Liestal), waren deren Dichte ähnlich. Der durchschnittliche Kompromiss zwischen Präzision und Aufwand betrug in diesem Fall 300 Fallentage bei einer durchschnittlichen Reduktion des Monitoring-Aufwands von ~57%. Bei dem von uns geschätzten akzeptablen Wert des Überwachungsaufwands wurden durchschnittlich 150 Fotos von Rehen und 44 Fotos von Wildschweinen gemacht.

Diese Schätzungen könnten in Zukunft nützlich sein, um den Überwachungsaufwand grob vorherzusagen, der in ähnlichen Gebieten erforderlich wäre, um Dichte-Schätzungen mit guter Präzision der Ergebnisse zu erhalten. Wichtig in dieser Hinsicht sind auch die Schätzungen des Gesamtaufwands pro Station, der Aufwand für die Platzierung der Fotofallen pro Station, der Aufwand für die Erfassung der Parameter pro Station und die durchschnittliche Betriebszeit der Station, die wir in unserem Projekt ermittelt haben.

Die künftige Überwachung mit diesen Methoden kann nicht nur auf der Ebene der einzelnen Jagdreviere geplant werden, wie in unserem Projekt, sondern auch in viel grösseren Gebieten. Diese Möglichkeit ergibt sich aus der Tatsache, dass diese Methoden keine strengen Anforderungen an die Distanz zwischen den Messstationen stellen [68]. In der Literatur finden wir Studien mit REM, die in Untersuchungsgebieten mit einer Ausdehnung zwischen 2,2 km² und mehr als 1600 km² mit einer Dichte von Fotofallen zwischen ~0,08 und ~14 Fotofallen/km² durchgeführt wurden [zB.54-16-6]. Würde ein zufälliges quadratisches Maschengitter als Positionierungsstrategie für die Fotofallen verwendet, wäre es möglich, die Stationen je nach Grösse des zu überwachenden Gebietes und den

zu erreichenden Zielen in unterschiedlichen Abständen zu platzieren. Wenn das Ziel darin besteht, die Dichten in einem einzelnen Jagdgebiet zu kennen, könnten die Stationen etwa alle 0,5-1 km positioniert werden. Für den Fall, dass das Ziel darin besteht, die Dichte in einem ganzen Kanton zu kennen, könnten die Stationen etwa alle 2-3 km positioniert werden.

Es ist klar, dass der Überwachungsaufwand, der erforderlich ist, um gute Schätzungen mit REM zu erhalten, stark von den Wildtierdichten beeinflusst wird [5]. Bei Dichten, die deutlich unter den von uns festgestellten Durchschnittsdichten liegen, muss der Aufwand proportional erhöht werden, wobei angenommen werden kann, dass etwa 1000 Fallentage auch bei seltenen Arten ausreichen sollten [5]. In einzelnen Studien war allerdings ein viel höherer Aufwand erforderlich [8-53-11-22]. Nützliche Informationen über die zu erwartenden Dichten in den verschiedenen Beobachtungsgebieten können aus der Jagdstatistik extrapoliert werden, wie wir es bei der Planung der Probenahme in Phase 2 des Projekts getan haben.

Ein weiterer zu berücksichtigender Faktor ist die Anzahl der Fotofallen und die Aufwandszeit. Rowcliffe et al. empfiehlt generell, mindestens 20 Stationen [5] zu verwenden, obwohl wir auch mit nur 13 Stationen im Strassberg sehr gute Ergebnisse hatten. Aus den Simulationen geht jedoch hervor, dass es wichtig ist, die Anzahl der Fotofallen zu maximieren und nicht die Dauer ihres Betriebs, da dies zu einer geringeren Variabilität der Ergebnisse führt [5].

MONITORINGAUFWAND: VERGLEICH ZWISCHEN REM UND FDS

Der Zeitaufwand mit REM waren insgesamt geringfügig höher als mit FDS. Der bedeutendste Vorteil von FDS ist, dass weniger Feldarbeit notwendig ist als bei REM. Dies kann ein Vorteil sein, insbesondere wenn diese Methode in Perioden mit ungünstigen Wetterbedingungen eingesetzt wird.

Ein reduzierter Aufwand ist sicherlich eine der wichtigsten Eigenschaften bei der Wahl einer Monitoringmethode, da er die Möglichkeit der Kostenreduktion und der häufigeren Wiederholbarkeit von Schätzungen gegenüber einer teureren Methode erhöht [77]. Dies gilt umso mehr, wenn Methoden ähnliche Ergebnisse liefern [77]. In unserem Projekt waren die mit den beiden Methoden geschätzten Dichten im Wesentlichen gleichwertig, weshalb FDS die vielversprechendere Lösung darstellt.

Ein weiterer zu berücksichtigender Aspekt ist die Leichtigkeit, mit der eine Methode auch von ungeschultem Personal erlernt werden kann [77]. Was die Aktivitäten vor Ort anbelangt, so stellten beide Methoden für das Personal keine besonderen Schwierigkeiten dar. Die Computeranalyse ist viel anspruchsvoller zu erlernen, so dass die Unterstützung durch Fachpersonal für diejenigen, die mit der für die Analyse zu verwendenden Software nicht vertraut sind, empfohlen wird. In diesem Sinne wäre das FDS vorzuziehen, da die zu erlernende Software intuitiver ist als die für REM-Schätzungen benötigte Software.

ARTVORKOMMEN (PHASE 1)

In der Phase 1 (Guegenhard) konnten wir vielversprechende Ergebnisse bei der Beurteilung der Kamerafallen als Methode zum Nachweis der An- und Abwesenheit von Arten im Untersuchungsgebiet erzielen. So liess sich eine Liste von fast allen im Guegenhard potentiell möglichen Arten erstellen. Neben den zu erwartenden Arten (Reh, Fuchs, Baum-/Steinmarder, Eichhörnchen, Dachs) konnte die Anwesenheit des Wildschweins, dessen Präsenz eher als sporadisch angenommen wird, der Gämse, die sich in einem kleinen Teil des Untersuchungsgebiets aufhält (Farenbachtobel), und auch des Hirsches, dessen Anwesenheit sehr ungewiss war, nachgewiesen werden.

Zweifel bestehen bezüglich der Präsenz von Hase und Luchs. Die Tatsache, dass eine Art nicht fotografiert wird, ist kein Beweis für deren Abwesenheit [70-71], da der Überwachungsaufwand unzureichend sein könnte, um ein Vorkommen der Art zu dokumentieren [70-71]. Zudem könnte diese Schwierigkeit insbesondere für Arten kritisch sein, die eine Präferenz (oder Abneigung) für die im

Gebiet vorhandenen Strassen und Wege zeigen [71-59]. In unserem Projekt, das auf einer systematischer Datenerhebung basiert, könnte das Problem der Erkennung von Arten, die häufig Waldstrassen und -wege verwenden, bestehen, vor allem für den Luchs, der sich zudem durch sehr niedrige Dichten auszeichnet [81]. In Anbetracht des Umfangs des Gesamtaufwands (1413 Fallentage) glauben wir jedoch, dass diese Wahrscheinlichkeit gering war. Cusack et al. haben in der Tat gezeigt, dass die Zufallsstichprobe mit mehr als 1400 Tagen keine statistisch abweichenden Ergebnisse im Vergleich zu einer opportunistischen Auswahl der Wege bei der Bewertung der in ihrem Untersuchungsgebiet vorhandenen SäugetiERGemeinschaft bot [71]. Aus diesem Grund neigen wir dazu, das Vorhandensein von Hasen grundsätzlich auszuschliessen, und eine zufällige Beobachtung dieser Art im Guegenhard auf die sporadische Anwesenheit von einzelnen Individuen zurückzuführen. Bei den Luchsen kann aufgrund der typischerweise geringen Dichte der Art nicht ausgeschlossen werden, dass die Überwachung ausreichte, um ihre Anwesenheit zu dokumentieren. In jedem Fall erwies sich der Einsatz von Kamerafallen als insgesamt effizient bei der Bewertung der Guegenhard-SäugetiERGemeinschaften, da in kurzer Zeit Ergebnisse erzielt werden konnten, die mit alternativen Untersuchungsmethoden schwer zu erreichen gewesen wären [70].

EINFLUSS DER VERJÜNGUNGSPHASE AUF DIE REHWILDDICHTE (PHASE 1)

In Bezug auf die im Wald ausserhalb der Verjüngungsphase (AW) gemessenen Dichten im Vergleich zu denen im Wald in der Verjüngungsphase (JW) erhielten wir mit REM verschiedene Ergebnisse zwischen der A- und B-Periode im Gebiet ZH 1 Guegenhard (Phase 1). In der Periode A fanden wir tatsächlich eine höhere Dichte der Rehe im AW ($21,9 \text{ Rehe/km}^2$) als im JW ($13,3 \text{ Rehe/km}^2$), während wir in der Periode B umgekehrte Resultate hatten ($\text{AW}=10,8 \text{ Rehe/km}^2$ - $\text{JW}=18,6 \text{ Rehe/km}^2$). Anstatt nach ökologischen Interpretationen dieser Unterschiede zu suchen, weisen wir darauf hin, dass diese Ergebnisse durch eine sehr hohe Beobachtungsrate einer einzelnen Station (ca. das Zehnfache des Durchschnitts der gesamten Beobachtungen im Guegenhard) im AW in der A-Periode bestimmt wurden. Wir glauben daher, dass die Ergebnisse der Periode B plausibler sind und der «normalen» Situation im Untersuchungsgebiet entsprechen. Dies wurde auch durch die mit FDS erzielten Ergebnisse untermauert, mit der wir tatsächlich eine höhere Dichte von Rehen im JW ($21,4 \text{ Rehe/km}^2$) als im AW ($15,0 \text{ Rehe/km}^2$) nachweisen konnten.

Die Unterschiede zwischen JW und AW werden jedoch bei beiden Methoden als nicht signifikant beurteilt. Diese Beurteilung erfolgte anhand der Überlappung der Konfidenzintervalle, einer besonders konservativen statistischen Methode [69-65].

Aufgrund der im Guegenhard erzielten Ergebnisse und der Notwendigkeit, den Überwachungsaufwand zu reduzieren, wurde beschlossen, die Stratifizierung der Fotofallen in den Untersuchungsgebieten der Phase 2 des Projekts nicht weiterzuführen [92].

LIMITEN DER METHODEN

Wie bereits erwähnt, konnten wir im Guegenhard keine Dichteschätzungen von Stein- und Baumardern ermitteln, da sie auf Fotos nicht leicht zu unterscheiden sind. REM und FDS könnten bei diesen Arten nur dann eingesetzt werden, wenn mit ausreichender Sicherheit feststeht, dass nur eine Art im Untersuchungsgebiet vorhanden ist [13-14]. Auch bei anderen Arten, die auf Bäume klettern, könnte es grosse Probleme der Unterschätzung von Dichten geben, wie in unserem Fall beim Eichhörnchen. Insgesamt sind diese Problemfälle jedoch selten und betreffen nie wilde Huftiere, die für die Planung einer guten Wald- und Wildtierbewirtschaftung von grundlegender Bedeutung sind [42-30-31].

Die wichtigste Einschränkung von REM und FDS ist die Mindestanzahl von Beobachtungen, die für die Dichteschätzungen erforderlich ist, was eindeutig mit den Dichten der Arten zusammenhängt [17-28]. Für seltene Arten, die in sehr geringen Dichten leben, kann diese Einschränkung relevant sein [37-67]. In unserem Fall, mit REM, waren wir nicht in der Lage, die Dichten von Wildschweinen,

Gämsen und Hirschen in Guegenhard abzuschätzen. Wildschweine und Hirsche scheinen in diesem Untersuchungsgebiet sporadisch aufzutreten. Bezüglich der Gämse waren Probleme zu erwarten, da eine kleine Population dieser Art nur in einem kleinen Gebiet des Guegenhard (Farenbachtobel) vorkam, das nur von einer Fotofalle bedeckt war. Das gleiche Problem hatten wir in Liesberg, wo die lokale Gämsepopulation vor allem in einem Teil des Beobachtungsgebietes, das nur etwa 8 Stationen umfasste, begrenzt war. Ähnliche Schwierigkeiten hatten wir bei der Schätzung der Dachsichte in Strassberg und Liesberg. Bei sehr geringen Dichten und örtlich begrenzt vorkommenden Populationen müsste der Überwachungsaufwand (Fallentage) zur Berechnung der Dichten deutlich erhöht sein, was mit einem erheblichen Kosten- und Zeitaufwand verbunden wäre. Bei FDS ist das Problem offensichtlicher, da mindestens 40 unabhängige Beobachtungen erforderlich wären, um eine akzeptable Schätzung mit *distance sampling* zu ermöglichen [19], obwohl einzelne Autoren von einer Anzahl von nur 20 Beobachtungen ausgehen [85]. Es ist auch zu beachten, dass FDS eine neue Methode ist, weshalb sie nicht bereits in vielen verschiedenen ökologischen Situationen getestet wurde.

Die Fehlfunktion oder der Diebstahl der Fotofallen könnte ein weiteres zu berücksichtigendes Problem sein. Unserer Erfahrung nach haben sich die Fälle von Fehlfunktionen auf zwei der 54 in Guegenhard eingesetzten Stationen beschränkt: Der Grund dafür könnte in den niedrigen Temperaturen gelegen haben, die in einigen Wochen des Monitorings festgestellt wurden. In der Phase 2 hatten wir nur in Liestal erhebliche Probleme mit der Funktion der Fotofallen. Diebstähle kamen während des Monitorings nicht vor, auch wenn in besonders frequentierten Gebieten dieses Problem bestehen könnte, wie wir in Guegenhard bei einem Fotofallen-Test erfahren mussten.

BEZIEHUNG ZWISCHEN DICHTEN UND SCHADEN

Das Ergebnis unseres Vergleichs zeigte keine positive Korrelation zwischen der Rehwildldichte und der Verbissintensität bei den Baumarten. Dies stützt die Hypothese, dass in den fünf von uns untersuchten Studiengengebieten für die Verbissschäden andere Faktoren eine wichtigere Rolle spielten als die Dichte.

Dieser Befund deckt sich mit den Ergebnissen von Bergquist et al. in einer Studie über Rehschäden an Naturverjüngung von Fichten (*Picea abies*) in zwei Untersuchungsgebieten in Schweden [119]. Trotz signifikant höherer Dichten im ersten Untersuchungsgebiet war der Schaden dort signifikant geringer, was die Autoren zu der Annahme veranlasste, dass die Qualität der Zone einen wichtigen Einfluss auf die Ergebnisse hatte. Insbesondere der Standort mit der geringsten Produktivität erwies sich als am anfälligsten für Schäden, da er sich durch eine geringere Verfügbarkeit alternativer Nahrung für Rehe charakterisierte [119].

Ähnliche Ergebnisse wurden in einer anderen Studie über die Ernährung von Rehen im Kielder Forest in England gefunden [120]. Auch in diesem Untersuchungsgebiet wurden mehr Schäden dort gefunden, wo die Dichten geringer waren und umgekehrt, was die Hypothese stützte, dass die Verfügbarkeit alternativer Nahrung den Verbiss an der Sitka-Tanne (*Picea sitchensis*) signifikant beeinflusste [120].

Darüber hinaus wurde die grosse Bedeutung der Qualität, Quantität und Verteilung Nahrung bei der Bestimmung des Einflusses von hirschartigen Huftieren auf die europäischen Wälder auch in einem Review von Gerhardt et al. betont [32]. Insbesondere führt ein erhöhtes Nahrungsangebot tendenziell dazu, die Schadensanfälligkeit von Wäldern zu verringern [32], und alternative Nahrungsquellen (krautige Pflanzen und Sträucher) können eine wichtige Rolle bei der Verringerung von Schäden an Baumarten spielen [32-121-124-111].

In unseren Untersuchungsgebieten ist möglicherweise eine ähnliche Dynamik im Gang. Die im Hardwald im Vergleich zum Strassberg, Guegenhard und Liesberg festgestellten geringeren Verbissschäden an den untersuchten Baumarten könnten auf eine grössere Verfügbarkeit an krautigen Pflanzen im Wald und angrenzenden Offenland und/oder an Knospen, Trieben und Blättern diverser Gehölzpflanzen zurückzuführen sein.

Tatsächlich scheint der Hardwald eine ausserordentlich offene Struktur aufzuweisen – so liegt die Präsenz von Strauch- und Krautschicht z.B. über jener des Strassbergs (pers. Mitt. Stefan Rechberger Kreisforstmeister Kreis 6). Um diese Hypothese zu überprüfen, wäre es aber wichtig, in naher Zukunft spezifische Studien zur Beurteilung der Habitatseigenschaften in unseren Untersuchungsgebieten durchzuführen.

Auch bei Reimoser & Gossow wurde in einer Untersuchung, die in Österreich unter ähnlichen ökologischen Bedingungen wie in unseren Untersuchungsgebieten durchgeführt wurde, eine umgekehrte Korrelation zwischen Rehwildichte und Waldschäden gefunden [113]. Diese Autoren unterstrichen die Bedeutung der Attraktivität von bestimmten Gebieten für Huftiere, zusätzlich zur Verfügbarkeit von Nahrung: Je höher die Attraktivität eines Gebiets und je geringer die Nahrungsverfügbarkeit ist, desto grösser ist der Schaden [113]. Die Attraktivität kann daher durch andere Faktoren beeinflusst werden, die nicht von der Nahrung abhängen, wie z.B. Vorhandensein von Rückzugsgebieten, Deckungseigenschaften, Verjüngung, Waldart und Art des Waldrands, Störungsquellen, Bodenbedingungen, Exposition, Klima, inter- und intraspezifische Konkurrenz und Art des Jagdregimes [113-110-111-124]. Dieselben Autoren kommen zum Schluss, dass die Methoden der Waldbewirtschaftung einige dieser Faktoren und damit die Schadensanfälligkeit des Waldes stark beeinflussen können, und dass diese Effekte wichtiger zu sein scheinen, als die lokale Huftierdichte alleine [113].

Wir haben keine Datengrundlagen zur Verfügung, um zu definieren, ob und welche dieser Faktoren eine Rolle bei der Erklärung der unterschiedlichen Verbissintensität gespielt haben könnten. Die Eigenschaften dieser Mittelland- und Jura-Wälder scheinen jedoch eine hohe Attraktivität für Rehe zu haben, so dass die nahrungsunabhängigen Faktoren eine wichtige Rolle spielen könnten. Beispielsweise sind die Waldparzellen im Verhältnis zur Landschaft recht klein, sie sind fragmentiert und von bewirtschafteten Feldern umgeben, und die Grenze von Wald zu Offenland erfolgt abrupt.

Insgesamt scheinen die Wälder in Anbetracht der eben erwähnten intrinsischen Eigenschaften, der Art der Nutzung (jagdliche Nutzung und Waldnutzung) und der menschlichen Störung weit von einem Zustand der «Natürlichkeit» entfernt zu sein. Nach Kuijper bestimmen diese Merkmale von Wirtschaftswäldern, zusammen mit dem Fehlen oder fast Fehlen natürlicher Raubtiere (insbesondere Wölfe), eine hohe Schadensanfälligkeit, die nicht unbedingt mit der lokalen Huftierdichte zusammenhängt [115]. Derselbe Autor weist darauf hin, dass im Gegenteil in Gebieten, in denen natürliche Bedingungen vorherrschen, wie z.B. im Nationalpark Białowieża (Polen), hohe Huftierdichten kein Problem für die Waldverjüngung darstellen [115]. Ähnliche Ergebnisse wurden bei einer Untersuchung im Schweizerischen Nationalpark (Kanton Graubünden) erzielt, wo die Verjüngung von Nadelwäldern durch sehr hohe Huftierdichten (insbesondere Hirsche) nicht gefährdet wurde [112]. Die Autoren stellten die Hypothese auf, dass diese Situation hauptsächlich auf die grosse Verfügbarkeit von alternativer Nahrung ausserhalb des Waldes (Gebirgsrasen) zurückzuführen sei, die von wilden Huftieren aufgrund der fast völligen Abwesenheit von Störungen (Menschen, domestizierte Huftiere) genutzt werden kann [112]. Aufgrund dieser Hinweise könnte ein gangbarer Weg der sein, die Waldbewirtschaftung oder das Landschaftsmanagement insgesamt in Richtung zu mehr «Natürlichkeit» (mehr aktive Massnahmen zur Schaffung von mehr Heterogenität) zu entwickeln, um zu versuchen, die Auswirkungen von Huftieren auf den Wald zu reduzieren [115-113]. Massnahmen in dieser Richtung würden auch die ökologische Heterogenität und damit die Biodiversität begünstigen [115]. Aus den neuesten Ergebnissen des Landesforstinventares wissen wir, dass sich der Schweizer Wald in diese Richtung entwickelt [142]. In unseren Untersuchungen stellen wir zudem fest, dass im adaptiven Management auch dann Lösungen gefunden werden müssen, wenn auf dem Weg zu mehr «Natürlichkeit» ein Wechsel zu heute schwach oder gar nicht vertretenen Baumarten, die möglicherweise noch verbissempfindlich sind, vorgegeben wird.

Abgesehen von diesen Überlegungen ist es jedoch wichtig, auf eine kritische Problematik der Indikatorflächenmethode hinzuweisen, die die Ergebnisse der Verbissintensität beeinflusst haben könnte. In Anlehnung an die in Rüegg & Nigg [57] beschriebene Methodik werden die Schäden an den untersuchten Baumarten innerhalb von Teilflächen des gesamten untersuchten Waldes (Jagdrevier) erfasst. Diese Indikatorflächen von etwa 30 ha werden auf der Grundlage ihrer Repräsentativität für

das gesamte Gebiet (Waldmerkmale) gewählt [57]. Ein Problem besteht darin, dass die Indikatorflächen und die entsprechenden Schäden in den Indikatorflächen möglicherweise nicht repräsentativ für die durchschnittlichen Schäden im gesamten Gebiet sind. Diese Problematik kann auch deshalb besonders relevant sein, weil die Verbissschäden der Rehe tatsächlich oft ungleichmässig über das Territorium verteilt sind [125].

Um diese Problematik zu vermeiden, halten wir es für empfehlenswert, dass die Stichproben zukünftig nach dem Zufallsprinzip (z.B. quadratisches Raster) über das Untersuchungsgebiet verteilt werden, wie wir es in Guegenhard in Phase 1 des Projekts umgesetzt haben. Ausserdem glauben wir, dass der Erhebungsaufwand nicht viel grösser wäre als der, der derzeit in den Indikatorflächen eingesetzt wird.

Eine weitere Einschränkung, die in unserem Projekt zu berücksichtigen ist, hängt mit der begrenzten Anzahl von Gebieten zusammen, in denen wir den Vergleich zwischen der Rehwilddichte und der Verbisssintensität durchgeführt haben. Da die Daten aus Liestal aufgrund fehlender Verjüngungskontrollen im Jahr 2019 nicht verfügbar waren, konnten wir den Vergleich nur für 4 verschiedene Gebiete durchführen. Daraus folgt, dass die Ergebnisse, selbst von nur einem Untersuchungsgebiet, die Gesamtbeurteilung der Korrelation zwischen Dichte und Schäden erheblich beeinflussen können. Es wäre deshalb notwendig, zukünftig eine grössere Anzahl von Gebieten und dadurch eine grössere Anzahl an Datenpunkten einzubeziehen, an denen wir die mathematische Funktion abschätzen können, die eine mögliche Beziehung zwischen Dichte und Schäden am besten beschreibt.

Eine grössere Anzahl von Untersuchungsgebieten wäre auch deshalb von Bedeutung, weil die Beziehung zwischen Huftierdichte und Verbissschäden aufgrund der zahllosen beteiligten Faktoren [113-110-111-124], die stark von lokalen Situationen beeinflusst werden können [105-122], äusserst komplex ist.

So wurde beispielsweise in mehreren Untersuchungsgebieten im Gegensatz zu den von uns gesammelten Erkenntnissen ein positiver Zusammenhang zwischen Huftierdichte und Waldschäden dokumentiert [104-140-111-124-126] und es wurden auch Dichteschwellen definiert, oberhalb derer Schäden nicht tolerierbar sind [104-140-122-111-110-106]. Um das Ziel zu erreichen, die negativen Folgen hoher Huftierdichten zu vermeiden, wurde zudem die Bedeutung der Entwicklung numerischer Kontrollprogramme für diese Tierpopulationen betont [35-45].

In Anbetracht der Tatsache, dass die von uns geschätzten Dichten recht hoch sind, sollte die Jagdaktivität daher ein wichtiger Faktor bleiben, den es zu berücksichtigen gilt [123-35-45]. Tatsächlich haben einige Autoren argumentiert, dass bei hohen Dichten von Huftieren Bewirtschaftungsmassnahmen des Waldes oder weitere Massnahmen (z.B. Lenkung von Erholungssuchenden) möglicherweise nicht ausreichen, um Schäden ohne Unterstützung durch die Jagd eindämmen zu können [113].

Angesichts dieser Überlegungen wäre es wichtig, weitere Studien durchzuführen, die sich insbesondere auf die Qualität, Quantität und Verteilung der Nahrungsquellen für das Rehwild in den Untersuchungsgebieten, im Wald und in den angrenzenden landwirtschaftlichen Gebieten konzentrieren. Zudem sollten auch andere nahrungsunabhängige Faktoren untersucht werden, wie z.B. die Rolle der Störung in den Untersuchungsgebieten.

Darüber hinaus wäre es wichtig, die Rolle der Wildschweine bei diesen Interaktionen zu untersuchen, da diese in Strassberg und Liestal in relativ hohen Dichten nachgewiesen wurden und deren direkten und indirekten Auswirkungen auf Tier- und Pflanzengemeinschaften nicht zu vernachlässigen sind [127].

FOLGERUNGEN FÜR DAS MANAGEMENT

Aus dem Vergleich zwischen REM und FDS ergab sich eine erhebliche Homogenität der Ergebnisse der beiden Methoden in Bezug auf Dichte, Präzision und Monitoringaufwand. Die Entscheidung, eine Technik anstelle der anderen zu verwenden, kann daher auf der Grundlage der verfügbaren Mittel und der spezifischen Anforderungen jedes Monitoringprogramms getroffen werden. Wenn (geringfügig) präzisere Ergebnisse erzielt werden sollen, ist das REM möglicherweise die beste Wahl. Wenn der Aufwand minimiert werden muss, wäre das FDS vorzuziehen, insbesondere wenn die Feldaktivitäten im Vergleich zu den wirtschaftlichen und logistischen Möglichkeiten (z.B. zu teuer, Personalmangel usw.) reduziert werden müssen. Insgesamt sind beim FDS die Feldaktivitäten und die Datenanalysen nach einigen Vorbereitungen durch spezialisiertes Personal auch für nicht Spezialisten gut bewältigbar.

Der grosse Vorteil beider Methoden liegt in der Möglichkeit, die Präzision der Ergebnisse abzuschätzen. Dieser Faktor ist im Vergleich zu anderen Methoden, die dies nicht können, grundlegend, da sich eine Schätzung der Dichte ohne die Schätzung der Variabilität in Managementprogrammen als unbrauchbar erweist. Tatsächlich wäre es sonst unmöglich, die Wirksamkeit der in die Praxis umgesetzten Managementmassnahmen im Zeitverlauf statistisch zu bewerten.

Diese Methoden können alleine verwendet oder in bestehende Monitoringprogramme integriert werden. Wenn der Aufwand eine wichtige Grenze darstellt, könnten REM und FDS zusammen mit kostengünstigeren Techniken (relativen Häufigkeitsindizes) verwendet werden. In diesem Fall wäre es möglich, den Index periodisch über die Zeit zu kalibrieren, um eine Schätzung der absoluten Dichten zu erhalten. Daher ist die Integration dieser Methoden in bereits laufende Monitoringprogramme machbar und insbesondere empfehlenswert, wenn relative Häufigkeitsindizes verwendet werden, die Statistiken keine Variabilität der Ergebnisse aufweisen oder mehrere Wildarten gleichzeitig überwacht werden sollen.

Aus der Sicht des Wald- resp. des Landschaftsmanagements betonen viele Autoren die Bedeutung von Massnahmen, die langfristig, grossräumig und sektorenübergreifend sind [105-110]. Diese Überlegung geht auf die Beobachtung zurück, dass ein kurzfristiges Management in räumlich begrenzten Gebieten selten wirksam sein kann, um Managementprobleme von solcher Komplexität zu begrenzen [105-110]. Noch wichtiger ist, die Massnahmen zwischen den verschiedenen direkt oder indirekt am Wald- und Landschaftsmanagement beteiligten Akteuren abzustimmen [105-110]. Auch hier ist es unwahrscheinlich, dass Massnahmen, die nur einen Sektor betreffen, z.B. nur die Waldbewirtschaftung oder nur das Wildtiermanagement, wirksam sein können [105-110-115].

Aus diesem Grund ist ein adaptives Management des Waldes, wie oben beschrieben, von entscheidender Bedeutung für die Festlegung von Zielen, die Bewertung von Interventionen und das Monitoring von Auswirkungen [30-31-34]. Es liegt auf der Hand, dass gemeinsame Ziele nicht leicht zu erreichen sind, da jede Kategorie ihre eigenen hat, die sich oft nicht mit denen anderer decken [105]. Diese Situation hat zu einer wachsenden Zahl von Meinungsverschiedenheiten und mangelnder Kommunikation zwischen den Stakeholder geführt [105]. Es wäre hingegen von grundlegender Bedeutung, sich gemeinsam um eine Problemlösung zu bemühen, im Bewusstsein, dass es keinen Konflikt zwischen Wildtieren und dem Wald gibt, sondern zwischen den Interessen verschiedener Kategorien [105]. In unserem Projekt haben wir gute Resultate in der Zusammenarbeit bei der Entwicklung und Planung der verschiedenen Projektphasen und bei der Akzeptanz der Ergebnisse erzielt. Daher glauben wir, dass wir eine gute Grundlage für eine zukünftige Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen Stakeholder geschaffen haben.

Zur Milderung des Konflikts zwischen Huftierdichten und Waldschäden kommen verschiedene Massnahmen in Frage. Nach der von uns aufgestellten Hypothese zur Interpretation unserer Daten könnten Aktivitäten, die die Entwicklung alternativer Nahrungsquellen wie Gebüsche und Krautschicht fördern, besonders wichtig sein [32-121-124-111]. Dazu gehört zum Beispiel die Auflichtung der Baumbestände zur Förderung des Lichteinfalls, um die Entwicklung von Sträuchern und krautigen Pflanzen zu begünstigen. Darüber hinaus wäre es auch wichtig, dass das Nahrungsangebot räumlich

und zeitlich (saisonal) so gut wie möglich im Wald verteilt ist [32-121]. Waldbautechniken, die in Anlehnung an natürliche Prozesse eine bessere räumliche Verteilung des Nahrungsangebotes bewirken, sind zu begünstigen [113-32]. Was den Waldrand anbelangt, der zweifellos einen sehr wichtigen Aspekt für das Reh darstellt, müsste die Schaffung eines breiten Gradienten zwischen Wald und Wiesen gefördert werden [113-32]. Diese ökotonale Zone sollte ebenso wie die inneren Bereiche des Waldes durch ein reichhaltiges Angebot an Sträuchern und krautigen Pflanzen gekennzeichnet sein, die eine wichtige trophische Alternative zu den vorhandenen Baumarten darstellen können [113].

In Bezug auf nahrungsunabhängige Faktoren sollte einerseits die Attraktivität forstwirtschaftlich sensibler Waldbereiche für die Rehe verringert werden und andererseits die Störungsquellen für das Wild reduziert werden. Letztere könnten angesichts des reich verzweigten Netzes an Waldstrassen und Wegen und der allgemein hohen, für das Mittelland und Teile des Juras charakteristischen Besiedlungsdichte einen wichtigen Einfluss auf das Raumnutzungsverhalten dieser Art haben. In diesem Sinne ist der Einbezug weiterer Interessengruppen wie Gemeindeverwaltungen wichtig, um gezielte, realistische Massnahmen zu planen. Um die Entwicklung einer «grösseren Natürlichkeit» des Waldes zu fördern, sollte ausserdem die Rückkehr von Raubtieren (insbesondere des Wolfes) nicht behindert werden [115]. Dieser Prozess würde die Rekonstitution der Nahrungskette mit möglichen Effekten auch auf die Pflanzengemeinschaften begünstigen [133-139].

Auch das Jagdregime kann die Schäden an der Waldverjüngung beeinflussen [32]. Die jagdliche Aktivität sollte entsprechend den mit den anderen Stakeholder vereinbarten Managementzielen moduliert werden. Sollte es im Hinblick auf die Erreichung der vereinbarten Managementpläne notwendig sein, könnte eine grössere Jagdstrecke nicht nur durch eine intensivere Feldaktivität, sondern auch durch eine grössere Gesamtwirkung angestrebt werden. Dazu könnte es nützlich sein, Jagdtechniken zu stärken, die die Unvorhersehbarkeit der Abschüsse maximieren [134]. Diese Überlegung ergibt sich aus der Tatsache, dass Huftiere die Fähigkeit haben, ihr Verhalten entsprechend den Risiken, denen sie ausgesetzt sind, anzupassen, wie dies für Rehe [136-138] und Hirsche [137] bereits bekannt ist. Ausserdem sollten all jene Aktivitäten vermieden werden, die für die Abschüsse selber nicht unbedingt erforderlich sind und die das normale Nahrungssuchverhalten der Tiere beeinflussen können. Zum Beispiel sollten keine künstlichen Futterquellen zur Verfügung gestellt werden, da diese zu einer Attraktionssteigerung bestimmter Zonen führen [32].

Abschliessend soll unterstrichen werden, dass das Wald- und Landschaftsmanagement immer auf der Grundlage der verfügbaren wissenschaftlichen Erkenntnisse ausgerichtet werden sollte. Daher bleibt die angewandte Forschung ein wesentliches Instrument für die Identifizierung von Managementzielen, die konsequente Planung von Interventionen und die Überprüfung ihrer langfristigen Auswirkungen.

DANK

Wir bedanken uns beim Wald- und Holzforschungsfonds für das Vertrauen und die finanzielle Unterstützung.

Weiter bedanken wir uns bei den Projektpartnern der Abteilung Wald und der Fischerei- und Jagdverwaltung des Amtes für Landschaft und Natur des Kantons Zürich, sowie dem Amt für Wald beider Basel für die Mitfinanzierung, die erbrachten Eigenleistungen und das Bereitstellen von Daten.

Für die aktive Mitwirkung in den Begleitgruppen und Unterstützung der Erhebungen im Kanton Zürich geht unser Dank an Erich Good, zuständig für Wald und Wildfragen bei der Abteilung Wald, Jürg Zinggeler, Adjunkt Jagd der Fischerei- und Jagdverwaltung, die Kreisforsmeister Hanspeter Reifler, Stefan Rechberger und Res Guggisberg, an die Revierförster Christian Schaerer, August Erni, Thomas Kuhn, Urs Brunner und Michel Kern, an Zentrumsförster Matthias Luchsinger, an die Vertreter der Jagdgesellschaften Beat Städler, Adrian Schindler und Walter Demuth.

Für die aktive Mitwirkung in den Begleitgruppe und bei der Vorbereitung der Erhebungen im Kanton Basel-Landschaft bedanken wir uns bei Holger Stockhaus, Jagd- und Fischereiverwalter, und Gabriel Sutter, Fachspezialist Jagd. Für das Mitwirken bei der Vorbereitung und für die Ausführung der Feldarbeiten danken wir Beat Joray, Jagdrevier Liesberg, Rudolf Schweizer, Jagdrevier Liestal, und Raphael Neuenschwander, Zivildienstleistender beim Amt für Wald beider Basel.

LITERATUR

- [1] Putman, R.J. et al. 2011. Assessing deer densities and impacts at the appropriate level for management: a review of methodologies for use beyond the site scale. *Mamm. Rev.* 41: 197-219.
- [2] Kays, R. et al. 2010. Monitoring wild animal communities with arrays of motion sensitive camera traps. *Int. J. Res. Rev. Wirel. Sens. Netw.* 1: 19-29.
- [3] Rowcliffe, J.M. and Carbone, C. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Anim. Cons.* 11: 185-186.
- [4] Zero, V.H. et al. 2013. Monitoring an endangered savannah ungulate, Grevy's zebra *Equus grevyi*: choosing a method for estimating population densities. *Oryx* 47: 410-419.
- [5] Rowcliffe, J.M. et al. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *J. Appl. Ecol.* 45: 1228-1236.
- [6] Soofi, M. et al. 2017. Precision and reliability of indirect population assessments for the Caspian red deer *Cervus elaphus maral*. *Wild. Biol.* doi: 10.2981/wlb.00230.
- [7] Ghoddousi, A. et al. 2016. Assessing the role of livestock in big cat prey choice using spatiotemporal availability patterns. *PLoS ONE* 11: e0153439.
- [8] Rahman, D.A., et al. 2016. Population size, distribution and status of the remote and Critically Endangered Bawean deer *Axis kuhlii*. *Oryx* 38: 148-154.
- [9] Rademaker, M. et al. 2016. First ecological study of the Bawean warty pig (*Sus blouchi*), one of the rarest pigs on earth. *PLoS ONE* 11: e0151732.
- [10] Keuling, O. et al. 2014. Schwarzwild-Management in Niedersachsen–Raumnutzung in Agrarlandschaften, Bestandsabschätzung, Reproduktion und Jagdstrecken von Wildschweinpopulationen sowie Meinungsbild der Jäger in Niedersachsen als Basis für ein nachhaltiges Schwarzwildmanagement. Abschlussbericht 2011-13 an das Niedersächsische Minist. für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover - Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung. 163 S.
- [11] Carbajal-Borjes, J.P. et al. 2014. Density, abundance and activity patterns of the endangered *Tapirus bairdii* in one of its last strongholds in southern Mexico. *Trop. Cons. Scie.* 7: 100-114.
- [12] Anile, S. et al. 2014. Wildcat population density on the Etna volcano, Italy: a comparison of density estimation methods. *J. Zool.* 293: 252-261.
- [13] Manzo, E. et al. 2011. Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. *Acta Theriol.* 57: 165-172.
- [14] Balestrieri, A. et al. 2016. Pine marten density in lowland riparian woods: a test of the Random Encounter Model based on genetic data. *Mamm. Biol.* doi: 10.1016/j.mambio.2016.05.005.
- [15] Cusack, J.J. et al. 2015. Applying a random encounter model to estimate lion density from camera traps in Serengeti National Park, Tanzania. *J. Wild. Manage.* 79: 1014-1021.
- [16] Caravaggi, A. et al. 2016. An invasive-native mammalian species replacement process captured by camera trap survey random encounter models. *Rem. Sens. Ecol. Cons.* doi: 10.1002/rse2.11.
- [17] Rovero, F. and Marshall, A.R. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *J. Appl. Ecol.* 46: 1011-1017.
- [18] Bertrand A.S. 2016. Characterization and Conservation of the Iguazu National Park, Paraná, Brazil. Thesis, University of Aveiro, Brazil. doi: 10.13140/RG.2.1.1667.8801.
- [19] Buckland, S.T. et al. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. - Oxford. Univ. Press.
- [20] Lavariega Nolasco, M.C. et al. 2016. Ecology and local knowledge of the Baird's tapir (*Tapirella bairdii*) in the Sierra Madre de Oaxaca, Mexico. *Integ. Zool.* 11: 361-374. doi:10.1111/1749-4877.12183.
- [21] Hutchinson, J.M.C. and Waser, P.M. 2007. Use, misuse and extensions of 'ideal gas' models of animal encounter. *Biol. Rev.* 82: 335-359.
- [22] Rowcliffe, J.M. et al. 2011. Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach. *Meth. Ecol. Evol.* 2: 464-476.
- [23] Rowcliffe, J.M. et al. 2016. Wildlife speed cameras: measuring animal travel speed and day range using camera traps. *Rem. Sens. Ecol. Cons.* 2: 84-94.
- [24] Rowcliffe, J.M. et al. 2014. Quantifying levels of animal activity using camera-trap data. *Meth. Ecol. Evol.* 5: 1170-1179.
- [25] Howe, E.J. et al. 2017. Distance sampling with camera traps. *Meth. Ecol. Evol.* doi:10.1111/2041-210X.12790.
- [26] Efron, B. and Tibshirani, R.J. 1993. An introduction to the bootstrap. Chapman and Hall.
- [27] Marques, F.C. et al. 2001. Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. *J. Appl. Ecol.* 38: 349-363.
- [28] Jennelle, C.S. et al. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. *Anim. Cons.* 5: 119-120.
- [29] Alves, J. et al. 2013. Pellet group count methods to estimate red deer densities: precision, potential accuracy and efficiency. *Mamm. Biol.* 78: 134-141.
- [30] Johnson, F.A. and Williams, B.K. 2015. A Decision-Analytic Approach to Adaptive Resource Management. Pages 61-84 in C. R. A. A. S. Garmestani, editor. *Adaptive Management of Social-Ecological Systems* Springer, Netherlands.
- [31] Walters, C.J. 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*. McGraw Hill, New York.
- [32] Gerhardt, P. et al. 2013. Determinants of deer impact in European forests - a systematic literature analysis. *For. Ecol. Manage.* 310: 173-186.

- [33] Seidl, R. et al. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nat. Clim. Chan.* 7: 395-402.
- [34] Beguin, J. et al. 2016. Management of forest regeneration in boreal and temperate deer-forest systems: challenges, guidelines, and research gaps. *Ecosph.* 7(10).
- [35] Côté, S.D. et al. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Ann. Rev. Ecol. Evol. System.* 35: 113-147.
- [36] Steenweg, R. et al. 2016. Scaling-up camera traps: monitoring the planet's biodiversity with networks of remote sensors. - *Front. Ecol. Environ.* 15: 26-34. doi:10.1002/fee.1448.
- [37] Rowcliffe, J.M. et al. 2013. Clarifying assumptions behind the estimation of animal density from camera trap rates. *J. Wild. Manage.* 77: 876.
- [38] Campbell, D. et al. 2004. Comparing the precision and cost-effectiveness of faecal pellet group count methods. *J. Appl. Ecol.* 41: 1185-1196.
- [39] Engeman, R.M. 2005. Indexing principles and a widely applicable paradigm for indexing animal populations. *Wild. Res.* 32: 203-210.
- [40] Sutherland, W.J. 2006. *Ecological census techniques: a handbook.* Cambridge. Univ. Press.
- [41] Chauvenet, A.L.M. et al. 2017. Quantifying the bias in density estimated from distance sampling and camera trapping of unmarked individuals. *Ecol. Mod.* 350: 79-86
- [42] Morellet, N. et al. 2011. The census and management of populations of ungulates in Europe. In: Putman R.J., Apollonio M., Andersen R. (eds). *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- [43] Thomas, L. et al. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *J. Appl. Ecol.* 47: 5-14.
- [44] Anderson, D.R. 2001. The need to get the basics right in wildlife field studies. *Wild. Soc. Bull.* 29: 1294-1297.
- [45] Gordon, I.J. et al. 2004. The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *J. Appl. Ecol.* 41: 1021-1031.
- [46] Meek, P.D. et al. 2016. The higher you go the less you will know: placing camera traps high to avoid theft will affect detection. *Rem. Sens. Ecol. Cons.* 6(10): 3216-3225.
- [47] Meek, P.D. et al. 2014. Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biod. Cons.* 23: 2321-2343.
- [48] Smart, J.C.R., et al. 2004. Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mamm. Rev.* 34: 99-114.
- [49] R Core Team. 2015. R. A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Available at: URL <http://www.R-project.org/>.
- [50] Bundesamt für Umwelt BAFU (Hrsg.) 2010: Wald und Wild-Grundlagen für die Praxis. Wissenschaftliche und methodische Grundlagen zum integralen Management von Reh, Gämse und Rothirsch in ihrem Lebensraum. Bundesamt für Umwelt BAFU Bern. 232 S.
- [51] Bundesamt für Umwelt BAFU (Hrsg.) 2010: Vollzugshilfe Wald und Wild. Das integrale Management von Reh, Gämse, Rothirsch und ihrem Lebensraum. Umwelt-Vollzug Nr. 1012. 24 S.
- [52] Imesch, N. and Kupferschmid A.D. 2017. Wald & Wild – und der Faktor Mensch. *Jagd & Natur.* 9/17: 10-15.
- [53] Gray, T.N.E. 2018. Monitoring tropical forest ungulates using camera-trap data. *J. Zool.* doi:10.1111/jzo.12547.
- [54] Havlin, P. et al. 2017. The distribution and trophic ecology of an introduced, insular population of Red-Necked Wallabies, *Notamacropus rufogriseus*. *Can. J. Zool.* doi.org/10.1139/cjz-2017-0090.
- [55] Pfeffer, S.E. et al. 2017. Pictures or pellets? Comparing camera trapping and dung counts as methods for estimating population densities of ungulates. *Rem. Sens. Ecol. Cons.* doi:10.1002/rse2.67.
- [56] QGIS Development Team. 2017. QGIS Geographic Information System, Version 2.18.14 - Las Palmas. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://www.qgis.org/>.
- [57] Rüegg, D. and Nigg, H. 2003. Mehrstufige Verjüngungskontrollen und Grenzwerte für die Verbissintensität. *Schweiz. Z. Forstwes.* 154: 314-321.
- [58] Eiberle, K. and Nigg, H. 1987. Grundlagen zur Beurteilung des Wildverbisses im Gebirgswald. *Schweiz. Z. Forstwes.* 138, 9: 747-785.
- [59] Kolowski, J.M. and Forrester, T.D. 2017. Camera trap placement and the potential for bias due to trails and other features. *PLoS ONE* 12(10): e0186679.
- [60] Yang, H. et al. 2018. Seasonal food habits and prey selection of Amur tigers and Amur leopards in Northeast China. *Sci. Rep.* 8, 6930.
- [61] Mengüllüoğlu D. et al. 2018. Foraging ecology of Eurasian lynx populations in southwest Asia: Conservation implications for a diet specialist. *Ecol. Evol.* 00: 1-13.
- [62] Nouvellet, P. et al. 2012. Noisy clocks and silent sunrises: measurement methods of daily activity pattern. *J. Zool.* 286: 179-184.
- [63] Meia, J. S. and Weber, J.M. 1995. Home ranges and movements of red foxes in central Europe: stability despite environmental changes. *Can. J. Zool.* 73: 1960-1966.
- [64] Ferrari, N. 1997. *Eco-éthologie du blaireau européen (Meles meles L., 1758) dans le Jura Suisse: comparaison de deux populations vivant en milieu montagnard et en milieu cultivé de plaine.* PhD thesis, University of Neuchâtel, Neu-châtel, Switzerland, 252 pp.
- [65] Cumming, G. et al. 2007. Error bars in experimental biology. *J. Cell. Biol.* 177: 7-11.
- [66] Plumptre, A.J. 2000. Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forests. *J. Appl. Ecol.* 37: 356-368.
- [67] Rademaker, M. et al. 2017. Estimation of Species Area Abundance from Point Abundance Data, Using Effective Detection Areas from Camera Traps. *J. Biod. End. Spec.* 5:4.
- [68] Rovero, F et al. 2013. 'Which camera trap type and how many do I need?' A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hyst. 24: 148-156.*

- [69] Payton, M.E. et al. 2003. Overlapping confidence intervals or standard error intervals: What do they mean in terms of statistical significance? *J. Ins. Scie.* 3:34.
- [70] Roberts, N.J. 2011. Investigation into survey techniques of large mammals: surveyor competence and camera-trapping vs. transect-sampling. *Biosc. Horiz.* 4 (1).
- [71] Cusack, J.J. et al. 2015. Random versus Game Trail-Based Camera Trap Placement Strategy for Monitoring Terrestrial Mammal Communities. *PLoS One*. 10(5): e0126373.
- [72] Melis, C. et al. 2009. Predation has a greater impact in less productive environments: Variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Glob. Ecol. Biog.* 18: 724-734.
- [73] Rowcliffe, J.M. et al. 2012. Bias in estimating animal travel distance: the effect of sampling frequency. *Meth. Ecol. Evol.* 3: 653-662.
- [74] Pettigrew, P. 2017. Évaluation de la robustesse de deux nouvelles méthodes d'estimation de la densité utilisant des pièges photographiques automatisés. - PhD thesis, Université Du Québec À Rimouski, Canada 81pp.
- [75] Begon, M. et al. 2005. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. - Blackwell Science Ltd 750 pp.
- [76] Andersen, R et al. 1998. *The European Roe Deer: the Biology of Success*. Scandinavian University Press, Oslo.
- [77] Marcon A. et al. 2019. Assessing precision and requirements of three methods to estimate roe deer density. *PLoS One* 14(10). doi: 10.1371/journal.pone.0222349.
- [78] Massei, G. et al. 2018. Camera traps and activity signs to estimate wild boar density and derive abundance indices. *Pest Manage. Sci.* 74(4): 853-860.
- [79] Zar, J.H. 2007. *Biostatistical analysis*. 5d ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- [80] Howe, E.J. et al. 2018. Model selection with overdispersed distance sampling data. *Meth. Ecol. Evol.* doi: 10.1111/2041-210X.13082.
- [81] Pesenti, E. et al. 2013. Density estimations of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Alps. *J. Mamm.* 94(1): 73-81.
- [82] Reimoser, S. 2012. Influence of anthropogenic disturbances on activity, behavior and heart rate of roe deer (*Capreolus capreolus*) and red deer (*Cervus elaphus*), in context of their daily and yearly patterns. In A. Cahler, & J. Marsten, *Deer: Habitat, Behavior and Conservation*. Nova Science Publishers, Inc.
- [83] Janko, C. et al. 2012. Space use and resting site selection of red foxes (*Vulpes vulpes*) living near villages and small towns in Southern Germany. *Acta Theriol.* 57: 245-250.
- [84] Deplazes P, et al. 2004. Wilderness in the city: the urbanization of *Echinococcus multilocularis*. *Tren. Paras.* 20(2): 77-84.
- [85] Sollmann, R. et al. 2016. A hierarchical distance sampling model to estimate abundance and covariate associations of species and communities. *Meth. Ecol. Evol.* 7, 529-537.
- [86] Baudirektion Kanton Zürich 2017. Aufnahmeanleitung Stichprobeninventur. Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Landschaft und Natur, Abteilung Wald.
- [87] Düggelein, C. 2018. Schweizerisches Landesfortinventar – Feldaufnahme-Anleitung 2018 (in Vorbereitung, Stand 3.4.2018).
- [88] Rode-Margono, J. et al. 2019. Ecology and conservation of the endemic Bawean warty pig *Sus verrucosus blouchi* and Bawean deer *Axis kuhlii*. *Oryx*. doi:10.1017/S0030605318000996.
- [89] Mengüllüoğlu, D. et al. 2019. Diet and wild ungulate preferences of wolves in northwestern Anatolia during winter. *PeerJ*. 7. 10.7717/peerj.7446.
- [90] Waltert, M. et al. 2019. A case of underestimation of density by direct line transect sampling in a hunted roe deer (*Capreolus capreolus*) population. - *Mamm. Res.* 65: 151-160.
- [91] Cappelle, N. et al. 2019. Validating camera trap distance sampling for chimpanzees. *Am. J. Prim.* e22962. doi: 10.1002/ajp.22962.
- [92] Manghi, L. and Rutishauser, U. 2019. Monitoring der Huftierdichte mit REM und FDS als Grundlage des Wald-Wild-Managements - Zwischenbericht. IWA - Wald und Landschaft AG - Fonds zur Förderung der Wald- und Holzforschung. Bern.
- [93] Gray, T. et al. 2020. Conservation decision-making under uncertainty: Identifying when to reintroduce tiger *Panthera tigris* to Cambodia. *Cons. Scie. Pract.* doi: 10.1111/csp2.187.
- [94] Cardoso, A.W. et al. 2019. The Role of Forest Elephants in Shaping Tropical Forest–Savanna Coexistence. *Ecosys.* doi: 10.1007/s10021-019-00424-3.
- [95] Popova, E.D. et al. 2019. Estimating Population Density of Roe Deer *Capreolus capreolus* (L.) (Artiodactyla: Cervidae) for Better Management: Comparison of Three Methods. *Act. Zool. Bulg.* 71: 531-536.
- [96] Flajšman, K. et al. 2018. Effects of population density and female body mass on litter size in European roe deer at a continental scale. *Mamm. Res.* 63: 91-98.
- [97] Hebeisen, C. et al. 2008. Estimating wild boar (*Sus scrofa*) abundance and density using capture–resights in Canton of Geneva, Switzerland. *Eur. J. Wildl. Res.* 54: 391-401.
- [98] Pettorelli, N. et al. 2002. Variations in adult body mass in roe deer: The effects of population density at birth and of habitat quality. *Proc. Biol. Sci.* 269: 747-53.
- [99] Melis, C. et al. 2006. Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *J. Biog.* 33: 803-811.
- [100] Keuling, O. et al. 2011. The German wildlife information system (WILD): Population densities and den use of red foxes (*Vulpes vulpes*) and badgers (*Meles meles*) during 2003-2007 in Germany. *Eur. J. Wild. Res.* 57: 95-105.
- [101] Spitz, F. and Janeau, G. 1990. Spatial strategies: an attempt to classify daily movements of wild boar. *Act. Ther.* 35:129-149.
- [102] Tolon, V. et al. 2009. Responding to spatial and temporal variations in predation risk: Space use of a game species in a changing landscape of fear. *Can. J. Zool.* 87. doi:10.1139/Z09-101.

- [103] Kelly, M. and Holub, E. 2008. Camera Trapping of Carnivores: Trap Success Among Camera Types and Across Species, and Habitat Selection by Species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *North. Nat.* 249-262.
- [104] Tremblay, J.P. et al. 2007. Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. *J. Appl. Ecol.* 44: 552-562.
- [105] Reimoser, F. 2003. Steering the impact of ungulates on temperate forests. *J. Nat. Cons.* 10: 243-252.
- [106] Ramirez J.I., et al. 2018. Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. *For. Ecol. Manage.* 424: 406-19.
- [107] Scott D., et al. 2000. Regeneration of *Pinus sylvestris* in a natural pinewood in NE Scotland following reduction in grazing by *Cervus elaphus*. *For. Ecol. Manage.* 130: 199-211.
- [108] Long Z.T., et al. 2007. The impact of deer on relationships between tree growth and mortality in an old-growth beech-maple forest. *For. Ecol. Manage.* 252: 230-238.
- [109] Pellerin, M., et al. 2010. Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *For. Ecol. Manage.* 260: 429-437.
- [110] Reimoser, F., and Putman, R., 2011. Impacts of wild ungulates on vegetation: costs and benefits. *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 144-191.
- [111] Gill, R. and Morgan, G. 2010. The effects of varying deer density on natural regeneration in woodlands in lowland Britain. *For.* 83: 53-63.
- [112] Brüllhardt M. et al 2015. Spatiotemporal dynamics of natural tree regeneration in unmanaged subalpine conifer forests with high wild ungulate densities. *Can. J. For. Res.* 45: 607-614.
- [113] Reimoser F., and Gossow, H. 1996. Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *For. Ecol. Manag.* 88: 107-119.
- [114] Motta, R. 1996. Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. *For. Ecol. Manage.* 88: 93-98.
- [115] Kuijper, D. 2011. Lack of natural control mechanisms increases wildlife–forestry conflict in managed temperate European forest systems. *Eur. J. For. Res.* 130: 895-909.
- [116] Gill, R. 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests: 1. Deer. *For.* 65: 145-169.
- [117] Eycott, A.E. et al. 2007. The dispersal of vascular plants in a forest mosaic by a guild of mammalian herbivores. *Oecol.* 154: 107-118.
- [118] Vospernik, S. and Reimoser, S. 2008. Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. *For. Ecol. Manage.* 255: 530-545.
- [119] Bergquist, J. and Örlander, G. 1998. Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages: 1. Effect of slash removal, vegetation development, and roe deer density. *For. Ecol. Manage.* 105: 283-293.
- [120] de Jong, C.B. et al. 1995. Diet selection by roe deer *Capreolus capreolus* in Kielder forest in relation to plant cover. *For. Ecol. Manage.* 79: 91-97.
- [121] Moser, B., et al. 2006. Importance of alternative food resources for browsing by roe deer on deciduous trees: the role of food availability and species quality. *For. Ecol. Manage.* 226: 248-255.
- [122] Putman, R. et al. 2011. Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. *Mam. Rev.* 41: 175-196.
- [123] Hothorn, T. and Müller, J. 2010. Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. *For. Ecol. Manage.* 260: 1416-1423.
- [124] Ward, A.I. et al. 2008. Conifer leader browsing by roe deer in English upland forests: effects of deer density and understorey vegetation. *For. Ecol. Manage.* 256: 1333-1338.
- [125] Myrsetrud, A. et al. 1999. Scale-dependent trade-offs in foraging by European roe deer (*Capreolus capreolus*) during winter. *Can. J. Zool.* 77: 1486-1493.
- [126] Gill, R. and Beardall, V. 2001. The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *For.* 74, 209–218.
- [127] Barrios-Garcia, M. N. and Ballari S. A. 2012 Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biol. Inv.* 14: 2283-2300.
- [128] Rüegg, D. 2019. Verjüngungskontrolle im Hardwald West - Ergebnisse 2019 (März 2019). 11 S.
- [129] Rüegg, D. 2019. Verjüngungskontrolle im Hardwald Nordost - Ergebnisse 2019 (März 2019). 11 S.
- [130] Rüegg, D. 2019. Verjüngungskontrolle im Strassberg - Ergebnisse 2019 (Mai 2019). 11 S.
- [131] Rüegg, D. 2020. Wald-Wild-Monitoring 2017 bis 2022 - Liesberg - Ergebnisse 2020 (Juni 2020). 16 S.
- [132] Rüegg, D. 2019. Verjüngungskontrolle in Elgg - Ergebnisse 2019 (Mai 2019). 9 S.
- [133] Beschta R.L. and Ripple, W.J. 2009. Large predators and trophic cascades in terrestrial ecosystems of the western United States. *Biol. Cons.* 142: 2401-2414.
- [134] Cromsigt, J.P. et al. 2013. Hunting for fear: innovating management of human–wildlife conflicts. *J. Appl. Ecol.* 50: 544-549.
- [135] Redaktion waldwissen.net 2006. Verbreitungskarten der Tierarten in der Schweiz. www.waldwissen.net
- [136] Bonnot, N. et al. 2015. Interindividual variability in habitat use: evidence for a risk management syndrome in roe deer? *Behav. Ecol.* 26: 105-114.
- [137] Thurfjell, H. et al. 2017. Learning from the mistakes of others: How female elk (*Cervus elaphus*) adjust behaviour with age to avoid hunters. *PLoS ONE* 12(6): e0178082.
- [138] Picardi, S., et al. 2019. Movement responses of roe deer to hunting risk. *J. Wild. Manage.* 83: 43-51.
- [139] Schnyder, J., et al. 2016: Huftierbestände und Verbissintensitäten nach der Luchswiederansiedlung im Kanton St.Gallen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 167: 13-20.
- [140] Tremblay, J. et al. 2006. Divergent nonlinear responses of the boreal forest field layer along an experimental gradient of deer densities. *Oecol.* 150: 78-88.

- [141] Gubelmann P. et al. 2019. Schlussbericht des Projektes «Adaptierte Ökogramme» im Forschungsprogramm «Wald und Klimawandel», Teil 1: Quantifizierung und Verschiebung der Höhenstufengrenzen sowie des Tannen- und Buchenareals in der Schweiz mit zwei Klimazukünften. Chur, Abenis AG. 194 S.
- [142] Brändli, U.B. et al. 2020: Schweizerisches Landesfortinventar. Ergebnisse der vierten Erhebung 2009-2017. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. Bern, Bundesamt für Umwelt. 341 S

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

<i>Abbildung 1: Lokalisierung der Untersuchungsgebiete. Guegenhard, Hardwald, Strassberg (Kanton Zürich) und Liestal, Liesberg (Kanton Basel-Landschaft).</i>	13
<i>Abbildung 2: Lokalisierung der im REM & FDS-Monitoring verwendeten Totalstationen im Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).</i>	15
<i>Abbildung 3: Zeitplan der Sessionen im REM & FDS-Monitoring im Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).</i>	17
<i>Abbildung 4: Notwendige Messungen zur Erfassung der Parameter r und θ ($= 2 \times J$) im REM & FDS-Monitoring im Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).</i>	19
<i>Abbildung 5: Referenzfoto mit Messungen der Entfernungen der Hauptobjekte im Gesichtsfeld der Kamerafalle, die zur Abschätzung der Entfernungen der aufgenommenen Tiere erforderlich sind (FDS-Technik).</i>	21
<i>Abbildung 6: Lokalisierung der im REM & FDS-Monitoring verwendeten Totalstationen im Hardwald (Juni-September 2019).</i>	22
<i>Abbildung 7: Lokalisierung der im REM & FDS-Monitoring verwendeten Totalstationen im Strassberg (Juni-September 2019).</i>	23
<i>Abbildung 8: Lokalisierung der im REM & FDS-Monitoring verwendeten Totalstationen im Liestal (Juni-September 2019).</i>	24
<i>Abbildung 9: Lokalisierung der im REM & FDS-Monitoring verwendeten Totalstationen im Liesberg (Juni-September 2019).</i>	24
<i>Abbildung 10: Zeitplan der Sessionen im REM & FDS-Monitoring im Hardwald und Strassberg (Juni-September 2019).</i>	26
<i>Abbildung 11: Zeitplan der Sessionen im REM & FDS-Monitoring im Liestal und Liesberg (Juni-September 2019).</i>	26
<i>Abbildung 12: Anzahl der aufgenommenen Fotos pro Art im REM & FDS-Monitoring in ZH 1 Guegenhard (Okt. - Dez. 2018).</i>	29
<i>Abbildung 13: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Rehen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).</i>	30
<i>Abbildung 14: Rehaktivität mit Konfidenzintervallen in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).</i>	30
<i>Abbildung 15: Rehwilddichte in ZH 1 Guegenhard nach Periode (A und B) und Lebensraum (AW und JW) mit Methode REM (Oktober-Dezember 2018); 95% Konfidenzintervall CI.</i>	31
<i>Abbildung 16: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Half-normal Modells. ZH 1 Guegenhard (Periode B - November-Dezember 2018).</i>	33
<i>Abbildung 17: Vergleich der mit REM und FDS in ZH 1 Guegenhard nachgewiesenen Rehwilddichte (Anzahl Tiere pro km²) im Wald ausserhalb Verjüngungsphase (Daw), Wald in Verjüngungsphase (Djw) und total (Dt_{tot}), in Periode B (November-Dezember 2018); 95% Konfidenzintervall CI.</i>	34
<i>Abbildung 18: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Rehwilderhebungen in der Periode B in ZH 1 Guegenhard (November-Dezember 2018).</i>	34
<i>Abbildung 19: Trap-rate pro Station bei der Überwachung des Fuchses mit REM- und FDS-Methoden in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).</i>	35
<i>Abbildung 20: Aktivität des Fuchses mit Konfidenzintervallen in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).</i>	36
<i>Abbildung 21: Vergleich der mit REM und FDS in ZH 1 Guegenhard ermittelten Fuchs-Dichte, gemessen nach Zeitraum (A und B) (Oktober-Dezember 2018) und Lebensraum (Wald ausserhalb Verjüngungsphase - Daw, Wald in Verjüngungsphase - Djw, Dt_{total} - Dt_{tot}); 95% Konfidenzintervall.</i>	37
<i>Abbildung 22: Vergleich der mit REM und FDS in der A+B-Periode in ZH 1 Guegenhard nachgewiesenen Fuchsdichten (Oktober-Dezember 2018) im Wald ausserhalb Verjüngungsphase (Daw), Wald in Verjüngungsphase (Djw) und total (Dt_{tot}); 95% Konfidenzintervall CI.</i>	38
<i>Abbildung 23: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Dachsen mit REM-Methode in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).</i>	39

Abbildung 24: Dichte (Anzahl Tiere pro km ²) mit Konfidenzintervallen von vier Arten, die in ZH 2 Hardwald mit der REM & FDS-Methode im Zeitraum Juni bis September 2019 nachgewiesen wurden.	41
Abbildung 25: Grafik der Dichten mit Konfidenzintervallen von vier Arten, die mit den REM- und FDS-Methoden in ZH 3 Strassberg im Zeitraum Juni bis September 2019 nachgewiesen wurden.	41
Abbildung 26: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Rehwild mit REM- und FDS-Methoden in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).	42
Abbildung 27: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Rehwild mit REM- und FDS-Methoden in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).	42
Abbildung 28: Rehaktivität in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).	43
Abbildung 29: Rehaktivität in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).	43
Abbildung 30: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Uniform Modells, das bei der Schätzung von Rehwild mit FDS in ZH 2 Hardwald verwendet wurde (Juni-September 2019).	45
Abbildung 31: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Uniform Modells, das bei der Schätzung von Rehwild mit FDS in ZH 3 Strassberg verwendet wurde (Juni-September 2019).	46
Abbildung 32: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Reherhebungen in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).	46
Abbildung 33: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Reherhebungen in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).	47
Abbildung 34: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Wildschweinen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).	48
Abbildung 35: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Wildschweinen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).	48
Abbildung 36: Wildschweinaktivität in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).	49
Abbildung 37: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Half-Normal Modells, das bei der Schätzung von Wildschweinen mit FDS in ZH 3 Strassberg verwendet wurde (Juni-September 2019).	50
Abbildung 38: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Wildschweinerhebungen in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).	50
Abbildung 39: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Füchsen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).	51
Abbildung 40: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Füchsen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).	51
Abbildung 41: Fuchsaktivität in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).	52
Abbildung 42: Fuchsaktivität in ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019).	52
Abbildung 43: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Dachsen mit REM- und FDS-Methoden in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).	53
Abbildung 44: Dachaktivität in ZH 2 Hardwald (Juni-September 2019).	54
Abbildung 45: Dichte mit Konfidenzintervallen von vier Arten, die in BL 1 Liestal mit der REM & FDS-Methode im Zeitraum Juni bis September 2019 nachgewiesen wurden.	56
Abbildung 46: Dichte mit Konfidenzintervallen von vier Arten, die in BL 2 Liesberg mit der REM & FDS-Methode im Zeitraum Juni bis September 2019 nachgewiesen wurden.	56
Abbildung 47: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Rehwild mit REM- und FDS-Methoden in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).	57
Abbildung 48: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Rehwild mit REM- und FDS-Methoden in BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).	57
Abbildung 49: Rehaktivität in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).	58
Abbildung 50: Rehaktivität in BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).	58

Abbildung 51: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Half-Normal Modells, das bei der Schätzung von Rehwild mit FDS in BL 1 Liestal verwendet wurde (Juni-September 2019).....	60
Abbildung 52: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Half-Normal Modells, das bei der Schätzung von Rehwild mit FDS in BL 2 Liesberg verwendet wurde (Juni-September 2019).....	60
Abbildung 53: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Reherhebungen in BL1 Liestal (Juni-September 2019).....	61
Abbildung 54: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Reherhebungen in BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).....	62
Abbildung 55: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Wildschwein mit REM- und FDS-Techniken im BL 1 Liestal (Juni-September 2019).	63
Abbildung 56: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Wildschwein mit REM- und FDS-Techniken im BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).....	63
Abbildung 57: Wildschweinaktivität in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).	64
Abbildung 58: Wildschweinaktivität in BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).	64
Abbildung 59: Probability density der beobachteten Distanzen (oben) und detection probability (unten) des Half-Normal Modells, das bei der Schätzung von Wildschweinen mit FDS in BL 1 Liestal verwendet wurde (Juni-September 2019).	65
Abbildung 60: Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten der trap-rate für REM und FDS in Funktion des kumulativen Aufwands (Kameratage) für die Wildschweinerhebungen in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).....	66
Abbildung 61: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Gämsen mit REM- und FDS-Methoden in BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).....	66
Abbildung 62: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Füchsen mit REM- und FDS-Methoden in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).	67
Abbildung 63: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Füchsen mit REM- und FDS-Methoden in BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).....	68
Abbildung 64: Fuchsaktivität in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).....	68
Abbildung 65: Trap-rate pro Station bei der Überwachung von Dachsen mit REM- und FDS-Methoden in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).	69
Abbildung 66: Dachaktivität in BL 1 Liestal (Juni-September 2019).	69
Abbildung 67: Ergebnisse der Verjüngungskontrolle (Verbiss in % pro Baumart) in ZH 2 Hardwald, ZH 3 Strassberg, ZH 1 Guegenhard (März 2019) und BL 2 Liesberg (März 2020) im Vergleich zu den Rehdichten (Rehe/km ²) [128-129-130-131-132]. Die Rehwilddichte wurde als Durchschnitt zwischen REM & FDS berechnet.	71
Abbildung 68: Gesamtverbissintensität in ZH 2 Hardwald, ZH 3 Strassberg, ZH 1 Guegenhard (März 2019) und BL 2 Liesberg (März 2020) in Bezug auf die Rehwilddichte.	72

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Habitats Kategorien für das REM- und FDS-Monitoring im Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).....	16
Tabelle 2: Jagdstatistik der Huftiere des Kantons Zürich und Basel-Landschaft.....	27
Tabelle 3: Liste der beobachteten Arten im REM & FDS-Monitoring ZH 1 (Okt.-Dez. 2018)	28
Tabelle 4: Rehwilddichte D in ZH 1 Guegenhard Gemessen im Beobachtungszeitraum (A und B), nach Lebensraum (AW = Wald ausserhalb Verjüngungsphase und JW = Wald in Verjüngungsphase) und nach Methodik (REM & FDS). LCI unteres Konfidenzintervall, UCI oberes Konfidenzintervall.	29
Tabelle 5: Ermittelte REM- und FDS-Parameter bei der Rehwildüberwachung in ZH 1 Guegenhard (Oktober-Dezember 2018).....	31

Tabelle 6: Ermittelte REM- und FDS-Parameter bei der Fuchsüberwachung in ZH 1 Guegenhard (Oktober bis Dezember 2018).	35
Tabelle 7: Fuchs-Dichte in ZH 1 Guegenhard, gemessen mit Methodik REM & FDS, in zwei Perioden (A und B) und zwei Lebensräumen (AW und JW).	36
Tabelle 8: Dachs-Dichte in ZH 1 Guegenhard, gemessen mit REM in Periode A (Oktober -November 2018); LCI unteres Konfidenzintervall, UCI oberes Konfidenzintervall.	38
Tabelle 9: Liste der beobachteten Arten im REM & FDS-Monitoring in ZH 2 Hardwald (HW) und ZH 3 Strassberg (SB) (Juni-September 2019).....	40
Tabelle 10: Dichte von vier Arten, die mit den REM- und FDS-Methoden in den Wäldern von ZH 2 Hardwald und ZH 3 Strassberg im Zeitraum Juni bis September 2019 beobachtet wurden.	40
Tabelle 11: REM- und FDS-Parameter, die bei der Überwachung von vier Arten in den Wäldern von ZH 2 Hardwald und ZH 3 Strassberg (Juni-September 2019) festgestellt wurden.	44
Tabelle 12: Liste der im REM & FDS-Monitoring in BL 1 Liestal und BL 2 Liesberg (Juni-September 2019) fotografierten Arten.....	55
Tabelle 13: Die Dichte von vier Arten, die mit den REM- und FDS-Methoden BL 1 Liestal und BL 2 Liesberg im Zeitraum Juni bis September 2019 festgestellt wurden.	55
Tabelle 14: REM- und FDS-Parameter, die bei der Überwachung von vier Arten in den Wäldern von BL 1 Liestal und BL 2 Liesberg (Juni-September 2019) ermittelt wurden.....	59
Tabelle 15: Verbissintensität (Verbiss in % pro Baumart) in ZH 2 Hardwald, ZH 3 Strassberg, ZH 1 Guegenhard (März 2019) und BL 2 Liesberg (März 2020) [128-129-130-131-132].	71
Tabelle 16: Monitoringaufwand vor Ort und im Büro der REM & FDS-Erhebungen in ZH 2 Hardwald, ZH 3 Strassberg, BL 1 Liestal und BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).	72
Tabelle 17: Aufwand für die Feldarbeit bei den REM- und FDS-Erhebungen in ZH 2 Hardwald, ZH 3 Strassberg, BL 1 Liestal und BL 2 Liesberg (Juni-September 2019).	73

ANHANG A

EINSTELLUNGEN DER FOTOFALLE (BUSHNELL):

1. *Set Clock: Uhrzeit in die Standardzeit*
2. *PreSets: Advanced*
3. *Mode: Hybrid*
4. *Image Size: HIGH*
5. *Image Format: Full Screen*
6. *Capture Number: 3 Photo*
7. *LED Control: Medium*
8. *Camera Name: -*
9. *Video Size: 640x360*
10. *Video Lenght: 60 sec*
11. *Interval: 0.6 sec*
12. *Sensor Level: Auto*
13. *NV Shutter: Auto*
14. *Camera Mode: 24 hrs*
15. *Format: -*
16. *Time Stamp: On*
17. *Field Scan: Off*
18. *Coord. Input: -*
19. *Video Sound: Off*

EINSTELLUNGEN DER FOTOFALLE (CUDDEBACK):

1. *Uhrzeit in die Standardzeit*
2. *Setup: Advanced Modus (ADV)*
3. *Aspect: WIDE*
4. *Image SZ: 5 MP*
5. *Lapse size: 5 MP*
6. *DST Mode: off*
7. *D/ Delay: FAP*
8. *D/ Image: 1*
9. *D/ Video: 30 sec*
10. *D/ Lapse: off*
11. *N/ Delay: FAP*
12. *N/ Image: 1*
13. *N/ Video: 30 sec*
14. *N/ Lapse: off*
15. *Der Bildwinkel der Kamera sollte maximal sein (das vordere Kunststofffenster absenken)*

Verwenden Sie ein Silikagel im Batteriefach (1 Stk.).