

***Ornithologisches Monitoring im
Nationalpark Thayatal:
Untersuchungen im Zeitraum 2008/2009 und Ver-
gleich mit der Grundlagenerhebung***



Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Thayatal: Untersuchungen im Zeitraum 2008/2009 und Vergleich mit der Grundlagenerhebung

Autor:

Mag. Jürgen Pollheimer (coopNATURA)

Unter Mitarbeit von:

Mag. Martin Pollheimer (coopNATURA)

Mag. Jörg Oberwalder (coopNATURA)

Auftraggeber:

Nationalpark Thayatal GesmbH

Merkersdorf 90

2092 Merkersdorf

Auftragnehmer:

coopNATURA - Büro für Ökologie & Naturschutz

Pollheimer & Partner OG

Geschäftsstelle Tirol: Finkenberg 14a, 6063 Rum bei Innsbruck

Geschäftsstelle Krems: Kremstalstraße 77, 3500 Krems

office@coopnatura.at

Zitiervorschlag: **Pollheimer, J.** (2010): Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Thayatal: Untersuchungen im Zeitraum 2008/2009 und Vergleich mit der Grundlagenerhebung. Im Auftrag der Nationalpark Thayatal GesmbH.

INHALTSVERZEICHNIS

0. ZUSAMMENFASSUNG.....	6
1. EINLEITUNG	7
2. Untersuchungsgebiet.....	9
3. Material und Methoden.....	10
3.1 Spezialerfassungen der Nicht-Singvögel (Schwarzstorch, Greifvögel, Eulen, Eisvogel, Spechte).....	10
3.2 Allgemeine Erhebung der Brutvogelfauna (Singvögel und einige häufige Nicht-Singvögel)	14
3.2.1 Einarbeitung von Streudaten	16
3.2.2 Auswertung der Punkttaxierungen	17
3.2.3 Auswertung der Kartierungen	17
3.2.4 Verzicht auf bestimmte Kontrolluntersuchungen	18
4. ERGEBNISSE	19
4.1 Erhebung der Bestände und Siedlungsdichten.....	22
5. DISKUSSION	112
5.1 Vergleich der Bestandszahlen	112
5.1.1 Schwarzstorch	112
5.1.2 Wespenbussard	113
5.1.3 Mäusebussard	113
5.1.4 Uhu	114
5.1.5 Waldkauz	114
5.1.6 Eisvogel	115
5.1.7 Wendehals	115
5.1.8 Grauspecht	115
5.1.9 Grünspecht	116
5.1.10 Weißrückenspecht	117

5.1.11 Mittelspecht.....	117
5.1.12 Kleinspecht	118
5.1.13 Waldlaubsänger	118
5.1.14 Halsbandschnäpper.....	118
5.2 Waldbauliche Umwandlungen.....	119
5.3 Störungen und Ausweisung von Ruhezeiten.....	119
6. NEUE NACHWEISE UND DESIDERATA.....	121
6.1 Neu nachgewiesene Arten.....	121
6.2 Nicht mehr nachgewiesene Arten	121
7. LITERATUR.....	123
8. GEFÄHRDUNGS- UND SCHUTZKATEGORIEN.....	129
9. ARTKARTEN.....	130

ABKÜRZUNGEN

B: Brutvogel

BP: Brutpaar

(B): möglicher Brutvogel

BU: Brutvogel der Umgebung

DZ: Durchzügler

NG: Nahrungsgast

Rev.: Revier

RL Ö: Rote Liste Österreich (FRÜHAUF 2005)

SPEC: Species of European Conservation Concern (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004) = "Art von besonderem Artenschutzinteresse in Europa"

uB: unregelmäßiger Brutvogel

VRL: Vogelschutzrichtlinie der Europäischen Union (eigentlich: Richtlinie des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (79/409/EWG). Konsolidierte und aktualisierte Fassung.)

0. ZUSAMMENFASSUNG

In den Jahren 2000/2001 und 2008/2009 wurden im Nationalpark Thayatal alle Brutvögel vergleichend quantitativ erhoben. Singvögel und häufige Nicht-Singvögel wurden durch eine Punkttaxierung mit Entfernungsmessung bzw. -schätzung (distance sampling) erfasst. Beim Schwarzstorch wurden bekannte Horststandorte zur Kontrolle vor Ankunft der Vögel im Brutgebiet wieder aufgesucht. Für Greifvögel, Eulen und Spechte wurden für die Vergleichsuntersuchung artspezifisch verbesserte Methoden zur Bestandserfassung angewendet. Nicht immer sind daher Veränderungen der Bestandszahlen auf Änderungen des lokalen Bestandes zurückzuführen. Doch wurde die Bedeutung einer effektiven Vergleichsmöglichkeit mit anderen in jüngster Vergangenheit bearbeiteten Schutzgebieten in Österreich als vorrangig eingestuft.

Bestandsrückgänge bzw. ausbleibender Bruterfolg werden für Schwarzstorch, Waldschnepfe, Wendehals und Grünspecht festgestellt. Beim Schwarzstorch scheint die Situation ernst, keiner der Baumhorste war im Jahr der Folgeuntersuchung besetzt, es bestand nur Brutverdacht für ein Paar in einem abgelegenen Felshorst. Echte Bestandszunahmen bzw. bessere Datengrundlagen gibt es bei Wespenbussard, Mäusebussard, Uhu, Waldkauz, Eisvogel, Grauspecht, Mittelspecht und Kleinspecht. Konstant sind die Bestände von Habicht, Sperber, Baumfalke, Wiedehopf, Schwarzspecht und Weißrückenspecht. Ein Neuzugang als Brutvogel ist der Sakerfalke, wiewohl ein Brutversuch im Jahr 2008 erfolglos blieb.

Unter den Singvögeln erreichten der Halsbandschnäpper und der Waldlaubsänger überdurchschnittlich hohe Siedlungsdichten und Bestände mit österreichweiter Bedeutung. Aufgrund der methodischen Schwerpunktsetzung blieben im Vergleich zur Grundlagenstudie jene häufigen und weit verbreiteten Arten, die saisonal früh zur Brut schreiten (Meisen, Kleiber) unterrepräsentiert. Auch die Fließgewässerarten Bachstelze, Gebirgsstelze und Wasserramsel sowie die Offenlandarten Feldschwirl, Dorngrasmücke, Neuntöter lagen 2008 nicht im Fokus der Erhebungen.

1. EINLEITUNG

Kurze Zeit nach der Gründung des Nationalparks Thayatal wurde BirdLife Österreich mit der Erhebung der Avifauna des Schutzgebietes beauftragt. Neben der quantitativen Erfassung der Brutvögel standen auch Empfehlungen zum notwendigen und geplanten Habitatmanagement im Fokus der Arbeit. Bereits bei der Gründung des Nationalparks waren großflächig natürliche und naturnahe Waldbereiche mit zum Teil großen Mengen an Alt- und Totholz vorhanden. Daneben stockten auch nicht standortgerechte Nadelforste in den leichter zugänglichen und erschlossenen Bereichen, welche in einem beschränkten Zeitraum weichen und Platz machen sollten für unterschiedliche Laubwaldgesellschaften. Die Freizeitnutzung (Angelfischerei, Wandern) im Gebiet wurde diversen Einschränkungen bzw. Lenkungsmaßnahmen unterzogen.

Die Grundlagenerhebung sollte eine Bestandsaufnahme in Form quantitativer Erhebungen aller Brutvogelarten bilden. Aufgrund des breiten Artenspektrums wurde eine mehrteilige Untersuchung entworfen. Für Großvögel wurde eine Horstkartierung durchgeführt, Spechte wurden in einer saisonal früh gelegten flächendeckenden Kartierung erfasst (ohne Klangtrappen), für Greifvögel wurden im Rahmen anderer Erhebungen Streudaten gesammelt.

Im Jahr 2008 wurde von der Nationalparkverwaltung eine erste Monitoringuntersuchung beauftragt. Bestandsveränderungen der Brutvögel sollten dokumentiert werden, die Auswirkungen verschiedener Managementmaßnahmen anhand dessen beurteilt werden. Für Greifvögel, Eulen und Spechte wurden für die Vergleichsuntersuchung artspezifisch verbesserte Methoden zur Bestandserfassung angewendet. Nicht immer sind daher Veränderungen der Bestandszahlen auf Änderungen des lokalen Bestandes zurückzuführen. Doch wurde die Bedeutung einer effektiven Vergleichsmöglichkeit mit anderen in jüngster Vergangenheit bearbeiteten Schutzgebieten in Österreich als vorrangig eingestuft.

Singvögel und einige häufige Nicht-Singvögel wurden bei der Monitoring-Untersuchung mittels Punkttaxierung an den selben 89 Zählpunkten wie bei der Erstuntersuchung quantitativ erhoben. Die beiden Begehungsdurchgänge im Zeitraum Ende April / Anfang Mai bzw. Ende Mai wurden zeitlich so gelegt, dass einige seltene, geschützte oder für den Lebensraum besonders charakteristische Arten (v.a. Waldlaubsänger, Halsbandschnäpper, Zwergschnäpper

per) mit einer möglichst hohen Zahl an Registrierungen erfasst werden. Mit Ausnahme des seltenen und zerstreut auftretenden Zwergschnäppers sollte mit dieser Vorgehensweise eine ausreichend hohe Anzahl an Distanzmessungen bzw. -schätzungen für eine statistische Auswertung vorgenommen werden. Weit verbreitete und allgemein häufige Arten wie die Frühbrüter Meisen oder Kleiber waren dadurch in den Stichproben unterrepräsentiert.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG), welches in der vorliegenden Studie bearbeitet wurde, umfasst den gesamten Nationalpark Thayatal (ÖK 9, 250-510 m NN) innerhalb seiner aktuell gültigen Grenzen mit einer Gesamtfläche von 1330 ha. Das Schutzgebiet liegt im nordöstlichen Waldviertel am Übergang zweier österreichischer Großlandschaften (Wald- und Weinviertel) und damit auch im Überschneidungsbereich von pannonisch – kontinentalem und atlantischem Klima. Diese mehrfache "Grenzlage" und die Vielfalt des geologischen Untergrundes haben zu einer reichhaltigen Flora und Fauna geführt (CHRISTIAN 1996, KRAUS 2000). Natürliche oder naturnahe Waldgesellschaften bedecken ca. 1000 ha der Nationalparkfläche. Je nach geologischem Untergrund, Hangneigung und Exposition sind dies Eichen- und Eichen – Hainbuchenwälder, Buchenwälder unterschiedlicher Ausprägung und Ahorn – Lindenwälder auf Blockhalden. Ungefähr 300 ha sind durch anthropogen überformte Wälder bedeckt. Standortfremde Fichten- und Kiefernforste oder florenfremde Douglasien – Bestände wurden auf den leichter zugänglichen Bereichen anstatt der Laubmischwälder angepflanzt. Vor allem diese Forste waren in den 10 Jahren seit der Gründung des Nationalparks Ziel des Habitatmanagements (Bestandsumwandlung).

Daneben hat entlang von Thaya und Fugnitz auch die Landwirtschaft das Bild des heutigen Nationalparks geprägt. In den Talböden wurden und werden durch Rodung entstandene oder durch die Flussdynamik natürlich freigehaltene Freiflächen als Mähwiesen oder Schafweiden genutzt. Ein Teil dieser Wiesen fiel in den letzten zwei bis drei Jahrzehnten vor der Gründung des Nationalparks durch Nutzungsaufgabe wieder brach und entwickelte sich je nach Dauer der Sukzession und Bodenfeuchte über Reitgras- oder Hochstaudenfluren zu Waldsaum- und Waldgesellschaften. Aktuell genutzte Wiesen und jüngere Sukzessionsstadien werden nun einem Pflegekonzept der Nationalparkverwaltung (WRBKA et al. 2004) entsprechend extensiv genutzt. Damit wird die Verbrachung gestoppt, der Reichtum an Blütenpflanzen und damit assoziierten Wirbellosen erhalten und gleichzeitig bleiben wichtige Nahrungsflächen für größere Säuger und Vögel offen.

Neben Wald und Wiesen prägen Fließgewässer (Thaya, Fugnitz, Kajabach) und markante Felswände (z.B. Schwalbenfelsen, Steinernen Wand) das Thayatal.

3. Material und Methoden

Die Grundlagenerhebung wurde vom März 2000 bis März 2001 durchgeführt (POLLHEIMER 2001), die Monitoringerhebung zwischen März 2008 und März 2009.

Die Aufgabe eines Monitorings besteht darin, Bestandsentwicklungen bzw. –veränderungen von Arten oder Lebensräumen durchzuführen (s. SUTHERLAND 1996 und 2000). Dafür ist eine robuste, gut wiederholbare Methode notwendig, um "echte" Veränderungen zu messen und nicht methodisch bedingte Unterschiede in den Ergebnissen zu schaffen (z.B. UNDERHILL & GIBBONS 2002, SÜDBECK et al. 2005). Es gibt aber manchmal Gründe für eine Adaptierung der Methoden im Zuge einer Folgeuntersuchung, die eine erhöhte Erfassungseffizienz bestimmter Arten ermöglichen. Dies kann eine Änderung in der allgemeinen Haltung in Fachkreisen zu methodischen Vorgaben für bestimmte Arten sein (Bsp. Mittelspecht), art- oder gebietsspezifische Erfahrungen zur Phänologie einzelner Arten (Bsp. Uhu) oder aber eine andere zeitliche oder räumliche Konzentration der Untersuchungsressourcen, um "wertbestimmenden" Arten (seltene oder gefährdete Arten bzw. solche mit einer Schlüsselrolle im Lebensraum) eine größere Aufmerksamkeit widmen zu können (Bsp. Spechte, Greifvögel; Halsbandschnäpper).

3.1 Spezialerfassungen der Nicht-Singvögel (Schwarzstorch, Greifvögel, Eulen, Eisvogel, Spechte)

Für Greifvögel, Eulen und Spechte wurden für die Vergleichsuntersuchung artspezifisch verbesserte Methoden zur Bestandserfassung angewendet. Nicht immer sind daher Veränderungen der Bestandszahlen auf Änderungen des lokalen Bestandes zurückzuführen. Doch wurde die Bedeutung einer effektiven Vergleichsmöglichkeit mit anderen in jüngster Vergangenheit bearbeiteten Schutzgebieten in Österreich als vorrangig eingestuft.

Bei allen Kartierungen (Bestandserfassungen auf der Basis von Karten - Absolutmethode) liegt ein besonderes Augenmerk auf der Feststellung von Simultanregistrierungen, d.h. zwei oder mehr zeitgleiche Kontakte (insbesondere revieranzeigende Verhaltensweisen) der selben Art (vgl. TOMIAŁOJC 1980). Dies gilt unabhängig von der Verwendung von Klangattrappen und tageszeitlichen Aktivitätsmaxima (tag- bzw. nachtaktiven Arten) und wurde daher

bei allen folgenden Erfassungen gezielt eingesetzt (z. B. bei Verhören eines revierrufenden Uhu wurde bewusst darauf geachtet, ob aus einer anderen Richtung zeitgleich ein anderes Individuum zu vernehmen war). Dadurch können oftmals die üblichen Schwankungsbreiten bei den Bestandsangaben deutlich eingegrenzt werden.

Die aus der Grundlagenenerhebung bekannten und großteils mit GPS verorteten Horste des Schwarzstorchs (s. POLLHEIMER 2001) wurden vor Vollbelaubung wieder aufgesucht. Weiters sollten bei der Erfassung anderer Nicht-Singvögel im Spätwinter und zeitigen Frühjahr bis dato unbekannte Horste erhoben werden.

Greifvögel sind in großen geschlossenen Wäldern oftmals schwer zu erfassen, insbesondere wenn durch die Belaubung deren Horste kaum gefunden werden können. Selten sind sie rufaktiv, und wenn, dann meist nur in unmittelbarer Horstnähe oder im Balzflug (ANDRETZKE et al. 2005). Um dennoch eine großflächige und effiziente Erhebung (v.a. für den Wespenbussard) zu gewährleisten, wurde das Relief des Nationalparks genutzt. Ende Mai bis Mitte Juni wurden am Vormittag (ab ca. 10 h) von mindestens zwei Beobachtern gleichzeitig exponierte Geländepunkte aufgesucht. Dabei wurden solche Stellen ausgewählt, die einen ungehinderten Rundumblick ermöglichen. Außerdem sollten die Beobachtungspunkte gerade noch in Sichtweite des "Zählpartners" liegen, damit etwaige Doppelbeobachtungen richtig interpretiert werden konnten und auch keine Erhebungslücken zurück bleiben. Mit Ausnahme des Flussabschnitts bei der Ruine Neuhäusl wurden im gesamten Nationalpark geeignete Beobachtungspunkte gefunden, die alle diese Kriterien erfüllten. Verlassen die Greifvögel (insbesondere Mäusebussard und Wespenbussard) bei aufkommender Thermik am Vormittag den unmittelbaren Horstbereich, können sie auch auf größeren Entfernungen und vor allem simultan (sichere Unterscheidung und Zuordnung der "Revierinhaber") beobachtet werden. Jene Stellen, an denen sie die Hangwälder verlassen, können aufgrund des bekannten Verhaltens der Arten als erweiterter Horstbereich interpretiert werden.

Im Gegensatz zur Grundlagenstudie (POLLHEIMER 2001) sollte der Erfassung des Uhus in der Saison 2008/2009 besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden. Wurde bei der ersten Studie noch versucht, diese Art im Zuge anderer, saisonal mehr oder weniger entsprechender Erhebungen (Spechte, Horstkartierung) mit zu erfassen, wurde der Uhu diesmal in einem saisonal optimalen Zeitraum (Ende Januar – Mitte Februar) simultan durch 2 Bearbeiter erfasst. Dabei sollte ursprünglich eine Klangattrappe verwendet werden, um die Effizienz bei

der Erhebung zu steigern. Doch die hohe Rufaktivität der Uhus in diesem Zeitraum, und zwar von Männchen und Weibchen, erlaubte ohne Klangattrappe bei den meisten Horstwänden sogar eine Feststellung zur erfolgreichen Verpaarung. Außerdem konnten zu dieser Jahreszeit an mehreren Stellen sogar 2 Paare bzw. revierhaltende Männchen simultan verhört werden, was eine solide Abgrenzung der Brutreviere ermöglicht.

Beim Eisvogel wurden während der Brutperiode im Zeitraum Ende April bis Ende Juni alle angetroffenen Individuen mit allfälliger Flugrichtung entlang der Fließgewässer kartiert. Dazu wurde der gesamte Lauf von Thaya und Fugnitz kontrolliert.

Zur Erfassung von Spechten wurde entsprechend den üblichen Methodenempfehlungen (PROJEKTGRUPPE "ORNITHOLOGIE UND LANDSCHAFTSPLANUNG" DER DEUTSCHEN-ORNITHOLOGEN GESELLSCHAFT 1995, SÜDBECK et al. 2005) und nach eigenen Erfahrungen (zum Mittelspecht vgl. DVORAK et al. 2007) eine Klangattrappe zur Unterstützung verwendet. Noch im Jahr 2001 wurde bei Spezialkartierungen des Mittelspechts in Wien (WICHMANN & FRANK 2005) eine Rationalisierte Revierkartierung ohne Klangattrappen der damaligen Ansicht entsprechend durchgeführt, dass Klangattrappen bei dieser Art keine Effizienzsteigerung in der Erfassung bedingen. Doch nach aktuellen Erfahrungen der Bearbeiter im Leithagebirge (DVORAK et al. 2007) und auch nach der mittlerweile gängigen Fachmeinung (ANDRETZKE et al. 2005), ist der Einsatz einer Klangattrappe für die Erfassung des Mittelspechts ohne Einschränkungen zu empfehlen. Klangattrappen wurden für den Mittelspecht an insgesamt 244 Punkten (s. Abbildung 1) eingesetzt, Reaktionen und v.a. Anflugrichtungen zur Revierabgrenzung notiert. Für Kleinspecht und Weißrückenspecht wurden Klangattrappen an ca. 120 bzw. 60 dieser Punkte eingesetzt. Diese geringere Anzahl ergab sich aus der Habitataignung (Kleinspecht) oder den größeren artspezifischen Aktionsräumen (Weißrückenspecht).

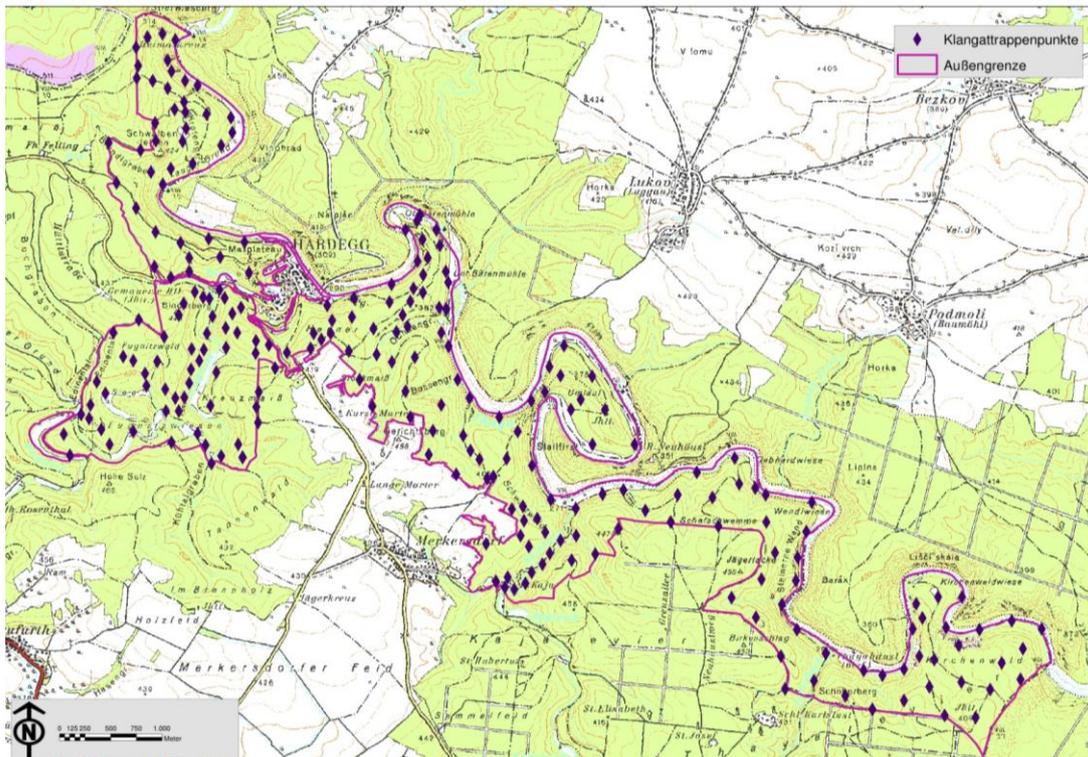


Abbildung 1: Verteilung der Klangattrappenpunkte für Mittelspecht ($n=244$), Weißrückenspecht ($n=ca. 50$) und Kleinspecht ($n=ca. 70$).

Zudem hat sich in den letzten Jahren gezeigt, dass der optimale Erfassungszeitraum für den Mittelspecht in Ostösterreich im März liegt, nur nach einem langen Winter zieht sich diese Periode bis etwa Mitte April. Daher wurde die Spechtkartierung im Jahr 2008 bei nachlassender Reaktion auf die Klangattrappe unterbrochen, bis dahin unbearbeitete Teilflächen wurde in Frühjahr 2009 erhoben. Aufgrund der hohen Rufaktivität beim Grauspecht und den für diese Art hohen Siedlungsdichten mit auffälligem Revierverhalten, wurde nach kurzer Zeit bereits auf die Verwendung der Klangattrappe verzichtet. So sollten unnötige Irritationen der revierhaltenden Vögel am Beginn der Brutzeit minimiert werden. Die Erhebungen erfolgten flächendeckend. Dies bedeutet, dass bei Punkt-Stopp-Zählungen mit Klangattrappen der Abstand zwischen den Lockpunkten so gewählt wird, dass keine "Erhebungslücken" bestehen bleiben (Punktabstand je nach Art zwischen 300 und 600m) jedoch auch keine Doppelregistrierungen (durch den "Nachzieheffekt" der Klangattrappe) verursacht werden. Bei spontaner Rufaktivität wurde punktuell auf den Einsatz der Klangattrappe verzichtet, bei erfolgreicher

Reaktion wurde das Vorspielen der Ruf- bzw. Trommelsequenz sofort beendet, um eine unnötige Beunruhigung der revierhaltenden Individuen zu vermeiden.

Alle Kartierungsergebnisse wurden auf Feldkarten basierend auf Orthofotos bzw. einer ÖK im Maßstab 1: 5.000 bis 1: 8.000 eingetragen. Die Erhebungsdaten wurden von den Feldkarten in ein Geographisches Informations-System (ArcView und ArcGIS) übertragen. Unter besonderer Berücksichtigung von Simultanregistrierungen (s. TOMIAŁOJC 1980) wurden auf der Basis der Biologie der Arten (BAUER et al. 2005) sog. "Papierreviere" abgegrenzt. Dieser Vorgang liefert hauptsächlich Informationen über die Anzahl und grobe räumliche Lage der Revierzentren, exakte Details über die tatsächliche Abgrenzung der einzelnen Reviere oder über die Habitatnutzung der betreffenden Individuen können daraus nicht abgeleitet werden. Das bedeutet, dass die Grenzen der "Papierreviere" nicht mit den wirklichen biologischen Reviergrenzen übereinstimmen. Zur genauen Abgrenzung bei räumlich nahe gelegenen Registrierungen aus unterschiedlichen Terminen bzw. bei fehlenden Simultanregistrierungen am selben Tag s. die einzelnen Artkapitel im Ergebnisteil.

3.2 Allgemeine Erhebung der Brutvogelfauna (Singvögel und einige häufige Nicht-Singvögel)

Der ca. 13 km² große Waldbestand wäre nur mit sehr hohem zeitlichen Aufwand auch für Singvogelarten flächendeckend ornithologisch zu bearbeiten. Zu deren Erfassung wurde daher wie bei der Grundlagenerhebung (POLLHEIMER 2001) eine Stichprobenerhebung mittels Punkttaxierungen und Entfernungsschätzungen bzw. -messungen (distance sampling nach THOMAS et al. 1998) durchgeführt.

Insgesamt wurden 89 Punkte (s. Abbildung 2 und Abbildung 3) in zwei vollständigen Begehungszyklen bearbeitet. Die erste Begehung fand zwischen 28. April und 1. Mai statt, die zweite zwischen 22. und 25. Mai; während einer Zählung wurden in Abhängigkeit vom Gelände 9-12 Punkte erfasst. Die Termine der beiden Begehungszyklen wurden an der Hauptgesangszeit des Halsbandschnäppers als Art des Anhang I der Vogelschutzrichtlinie ausgerichtet. Eine gute Erfassungseffizienz wurde dabei für eine weitere Charakterart des Gebietes, des Waldlaubsängers, erreicht. Unterrepräsentiert waren allerdings dadurch Arten, die bereits früh im Jahr (März-Anfang April) ihre Hauptgesangszeit haben. Als Beispiele seien hier alle Meisen und der Kleiber genannt.

Nach der Ankunft am jeweiligen Zählpunkt verhält sich der Bearbeiter zwei Minuten ruhig, um etwaige – durch seine Annäherung verursachte Störungen – abklingen zu lassen. Danach wird für fünf Minuten jeder optisch oder akustisch registrierte Vogel in einem Erhebungsbogen vermerkt. Für jede Beobachtung wird die genaue Entfernung des Vogels zum Beobachter gemessen (mit Laser-Entfernungsmesser) oder bis 50 Meter auf fünf Meter genau geschätzt. Bei Entfernungen von 50-100 Metern wird die Distanz auf 10 Meter genau geschätzt, wenn eine genaue Messung nicht möglich ist. Die Zählpunkte wurden während derzeitig im Frühjahr stattfindenden Spechterhebungen per GPS verortet und markiert. Die Auswertung dieser Zählungen erfolgt mittels der distance sampling-Methode, die absolute Dichteschätzungen (inkl. deren Streuungsmaße) für die Gesamtfläche ermöglicht (THOMAS et al. 1998).

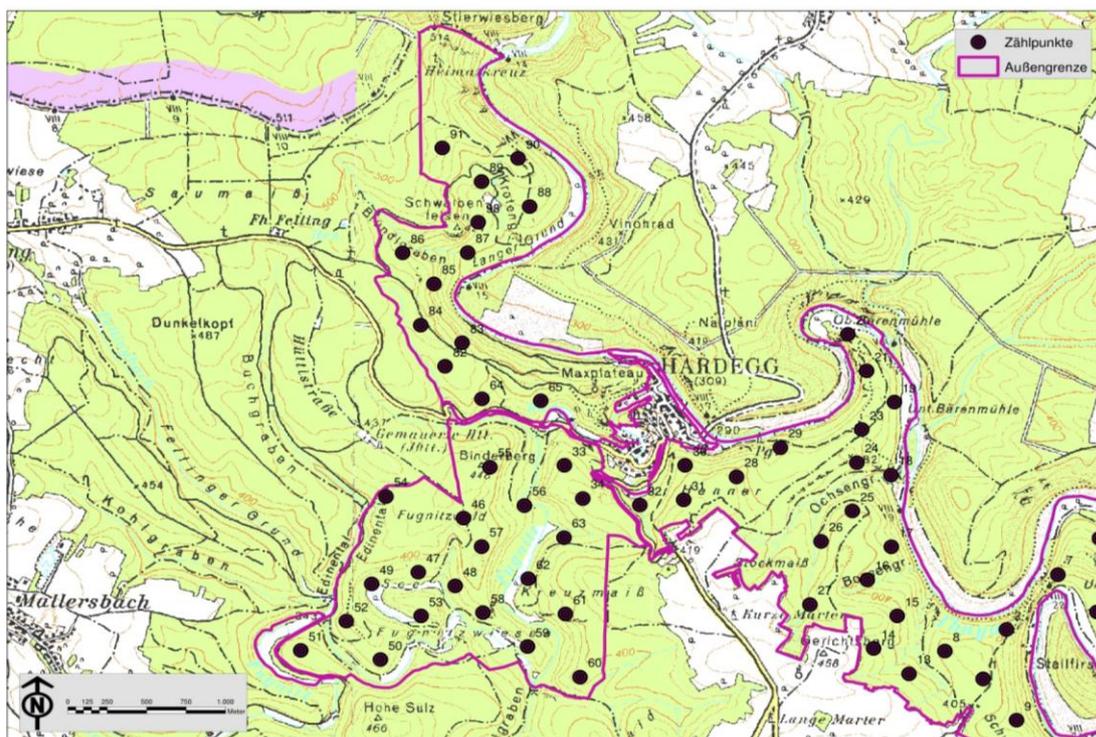


Abbildung 2: Zählpunkte im westlichen Abschnitt des Untersuchungsgebietes.

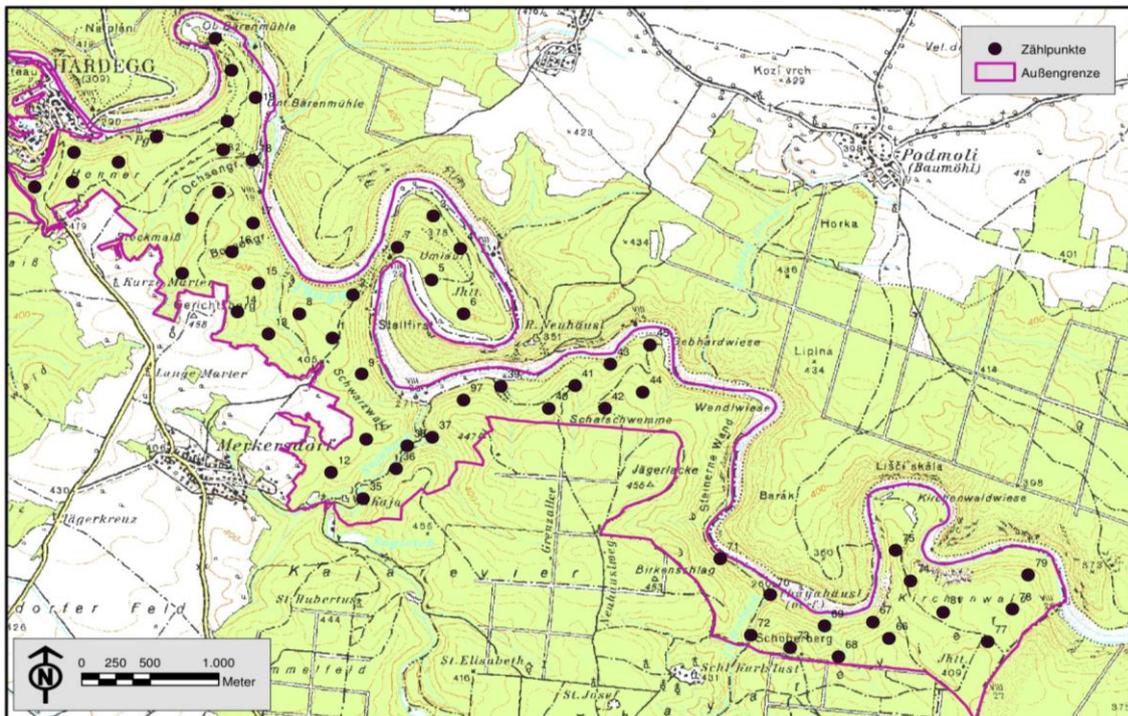


Abbildung 3: Zählpunkte im östlichen Abschnitt des Untersuchungsgebietes.

Diese Methode ist für großflächige Untersuchungsgebiete mit ausgeprägter Vertikalschichtung der Vegetation und / oder eingeschränkter Begehrbarkeit zur Ermittlung von Siedlungsdichten allen möglichen Alternativen vorzuziehen (BIBBY et al. 1998, ROSENSTOCK et al. 2002). Außerdem eignet sich die Punkttaxierung sehr gut für Habitatanalysen und durch ihre gute Wiederholbarkeit bei GPS-Verortung der Zählpunkte auch hervorragend für spätere Monitoringprojekte (BIBBY et al. 1995, 1998).

3.2.1 Einarbeitung von Streudaten

Vor allem zu einigen Nicht-Singvogelarten gingen von anderen Beobachtern Streudaten beim Nationalpark ein. Bei seltenen, unauffälligen oder besonders schwer zu beobachtenden Arten sind Zufallsbeobachtungen oftmals eine wesentliche Informationsquelle, um deren aktuelle Bestandssituation besser einschätzen zu können.

3.2.2 Auswertung der Punkttaxierungen

Die Auswertung der Daten aus der Punkttaxierung mit distance sampling erfolgte wie bei der Grundlagenerhebung (POLLHEIMER 2001) mit der frei erhältlichen Software Distance 3.5 (THOMAS et al. 1998). Die Auswertung mit Distance wird für Arten mit mehr als 45 Kontakten vorgenommen. Als Ergebnis kann dabei ein Siedlungsdichtewert mit einem bestimmten Streuungsmaß angegeben werden. Daraus kann – in Relation zur Größe der untersuchten Fläche – auf einen Gesamtbestand dieser Arten im Nationalpark hochgerechnet werden. Üblicherweise können mit einer geringeren Anzahl an Datensätzen keine verlässlichen Modelle zur Entdeckungswahrscheinlichkeit ausgearbeitet werden oder die Streuungsbreite der ermittelten Siedlungsdichten überschreiten eine bestimmte Toleranzschwelle. Dieser Schwellenwert wurde in der vorliegenden Untersuchung mit 20% Varianz (Coefficient of Variation CV) festgelegt. In diesem Fall wird eine vereinfachte Auswertung durchgeführt (BIBBY et al. 1993). Diese Ergebnisse sind zwar von geringerer Präzision, sind für den Vergleich von Abundanzen aber dennoch geeignet. Bei Arten mit mehr als 150 Datensätzen oder solchen, die alle theoretischen Anforderungen für ein derartiges Modell erfüllen (etwa keine Reaktion der Vögel auf den Beobachter), wurden auch Varianzen von unter 10% erreicht.

Bei der Wahl des Modells zur Entdeckungswahrscheinlichkeit, von dem sich die Dichtewerte ableiten, wurde empirisch vorgegangen und jeweils das Modell ausgewählt, das in einem direkten statistischen Vergleich den niedrigsten AIC-Wert (Akaike Information Criterion) erreicht. Gleichzeitig sollte der Variationskoeffizient der Dichtewerte möglichst gering sein. Da beide Werte nicht in allen Fällen im Vergleich unterschiedlicher Modelle einen parallelen Verlauf nehmen - also niedrigere AIC-Werte (Modelle mit höherem Erklärungswert) zu größeren Variationskoeffizienten (Streuung der errechneten Siedlungsdichten) führen können und umgekehrt- müssen manchmal auch willkürliche Entscheidungen zwischen verschiedenen plausiblen Varianten getroffen werden. In der Regel wurden dabei Modelle, die zu einem geringeren Streuungsmaß (kleinerer Variationskoeffizient) führen bevorzugt.

3.2.3 Auswertung der Kartierungen

Die Erhebungsdaten wurden von den Feldkarten in ein Geographisches Informations-System (ArcView und ArcGIS) und eine Access-Datenbank übertragen. Unter besonderer Berücksichtigung von Simultanregistrierungen (s. TOMIAŁOJC 1980) wurden auf der Basis der Biologie der Arten (BAUER et al. 2005a und b) sog. "Papierreviere" abgegrenzt. Dieser Vorgang

liefert hauptsächlich Informationen über die Anzahl und grobe räumliche Lage der Revierzentren, exakte Details über die tatsächliche Abgrenzung der einzelnen Reviere oder über die Habitatnutzung der betreffenden Individuen können daraus nicht abgeleitet werden. Das bedeutet, dass die Grenzen der "Papierreviere" nicht mit den wirklichen biologischen Reviergrenzen übereinstimmen.

3.2.4 Verzicht auf bestimmte Kontrolluntersuchungen

Um die zur Verfügung stehenden Mittel für artenschutzrelevante Untersuchungen effizient zu nutzen, wurden in Abstimmung mit Ch. Übl einige Detailuntersuchungen aus der Grundlagenstudie nicht mehr wiederholt. Dafür wurde einer noch besseren Erfassung seltener, gefährdeter oder besonders symbolträchtiger Arten vergleichsweise mehr Aufmerksamkeit gewidmet. Folgende Kontrolluntersuchungen wurden daher nicht durchgeführt:

- modifizierte Transektzählung an Thaya, Kaja und Fugnitz zur Erhebung aller Fließgewässerarten; sehr wohl erhoben wurde das Brutzeitvorkommen des Eisvogels, nur den häufigeren Arten Gebirgsstelze, Bachstelze und Wasseramsel wurde weniger Zeit und Aufmerksamkeit gewidmet.
- rationalisierte Revierkartierung auf Offenlandflächen; die Wiesen, Brachen und Schläge waren hauptsächlich von häufigen und nicht gefährdeten Kulturlandarten (z.B. Goldammer) besiedelt. Eine Dreifachbegehung aller entsprechenden Teilbereiche wäre mit einem unproportional hohem Aufwand im Vergleich zur Schutzwürdigkeit der betreffenden Arten verbunden gewesen.
- vollständige Horstkartierung; nur die Horste des Schwarzstorchs wurden kontrolliert.
- Wintervogelzählungen mit besonderer Berücksichtigung des Kormorans.

4. ERGEBNISSE

Im Zeitraum März 2008 bis März 2009 wurden insgesamt 86 Arten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Davon sind 69 als Brutvögel einzustufen (inklusive unregelmäßiger und unsicherer Brutvogelarten), die restlichen Arten sind Durchzügler oder Nahrungsgäste (bzw. Brutvögel der weiteren Umgebung, s. Tab. 1). Von den Brutvogelarten sind 14 im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie (AMT FÜR VERÖFFENTLICHUNGEN DER EUROPÄISCHEN UNION 2007) genannt, wovon allerdings drei Arten (Sakerfalke, Wanderfalke und Raufussskauz) noch mit Vorbehalt betrachtet werden sollten. Insgesamt 26 Arten haben in Europa einen ungünstigen Erhaltungsstatus (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004), 32 befinden sich in einer Gefährdungskategorie der Roten Liste Österreich (FRÜHAUF 2005) und 25 in der Roten Liste Niederösterreich (BERG 1995).

Bei dieser Darstellung sind Mehrfachnennungen in Gefährdungs- oder Schutzkategorien (Anhang I der Vogelschutzrichtlinie, SPEC, Rote Listen Österreich und Salzburg) möglich, da eine Vogelart in mehreren Kategorien genannt sein kann. Insgesamt sind 41 der nachgewiesenen Arten in keiner Gefährdungs- oder Schutzkategorie, 44 Arten sind zumindest in einer der Kategorien aufgeführt.

Tab. 1. Vogelarten, die in den Jahren 2008 und 2009 im NP Thayatal nachgewiesen wurden, sowie deren Status und Gefährdungskategorien.

Art	wissenschaftl. Name	Status	Europ. Verantwortung	Gefährdungskategorie		VRL Anh. I
				SPEC 2004	RL NÖ	
Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	DZ			NT	
Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	NG		0	CR	
Silberreiher	<i>Casmerodius albus</i>	DZ			NT	+
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	NG		4	NT	
Weißstorch	<i>Ciconia ciconia</i>	DZ	2	4	NT	+
Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>	B	2	4	NT	+
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	B				
Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>	B		4	NT	+
Seeadler	<i>Haliaeetus albicilla</i>	NG	1	0	CR	+

Art	wissenschaftl. Name	Status	Europ. Ver- antwortung	Gefährdungskategorie		VRL Anh. I
				SPEC 2004	RL NÖ	
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>	B		4	NT	
Sperber	<i>Accipiter nisus</i>	B				
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	B				
Fischadler	<i>Pandion haliaetus</i>	DZ	3	0	RE	+
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	BU	3			
Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>	B		5	NT	
Sakerfalke	<i>Falco cherrug</i>	(B)	1	1	CR	+
Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>	(B)		2	NT	+
Flußuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	DZ	3	2	EN	
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	B		4	NT	
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	B				
Türkentaube	<i>Streptopelia decaocto</i>	BU				
Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>	B	3			
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	B				
Uhu	<i>Bubo bubo</i>	B	3	4	NT	+
Waldkauz	<i>Strix aluco</i>	B				
Raufußkauz [*]	<i>Aegolius funereus</i>	(B)		6	NT	+
Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	B	3	2	VU	+
Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>	B	3	1	EN	
Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>	BU	3	3	VU	
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	B	3		NT	+
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	B	2			
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	B				+
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	B				
Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>	B		3	NT	+
Weißrückenspecht	<i>Dendrocopos leucotos</i>	B		3	NT	+
Kleinspecht	<i>Dendrocopos minor</i>	B		6	NT	
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	BU	3			
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	BU	3		NT	
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	BU	3		NT	
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	B			NT	
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	B				
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	B				
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	B		4		

* Dr. Ch. Schultze mündl. Mitt. an die Nationalparkverwaltung am GEO-Tag der Artenvielfalt 2008.

Art	wissenschaftl. Name	Status	Europ. Ver- antwortung	Gefährdungskategorie		VRL Anh. I
				SPEC 2004	RL NÖ	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	B				
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	B				
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	B				
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>	BU				
Gartenrotschwanz	<i>Ph. phoenicurus</i>	B	2	3	NT	
Amsel	<i>Turdus merula</i>	B				
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	B				
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	B				
Schlagschwirl	<i>Locustella fluviatilis</i>	B				
Gelbspötter	<i>Hippolais icterina</i>	DZ				
Klappergrasmücke	<i>Sylvia curruca</i>	BU				
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	B				
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	B				
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	B	2			
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	B				
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	B				
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	B				
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	B				
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	B	3			
Zwergschnäpper	<i>Ficedula parva</i>	(B)		4	NT	+
Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	(B)			NT	
Halsbandschnäpper	<i>Ficedula albicollis</i>	B			NT	+
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	B				
Sumpfmeise	<i>Parus palustris</i>	B	3			
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	B	2			
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	B				
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	B				
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	B				
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	B				
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	B				
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	B				
Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>	B				
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	B	3			+
Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>	WG	3	1	CR	
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	B				
Aaskrähe	<i>Corvus corone</i>	B				

Art	wissenschaftl. Name	Status	Europ. Ver- antwortung	Gefährdungskategorie		VRL Anh. I
				SPEC 2004	RL NÖ	
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	B				
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	B	3			
Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	BU	3			
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	B				
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	B				
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	(B)				
Kernbeißer	<i>C. coccothraustes</i>	B				
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	B				

4.1 Erhebung der Bestände und Siedlungsdichten

In die Auswertungen wurden alle als Brutvögel eingestufte Vogelarten einbezogen. In Tab. 2 sind die Bestandszahlen und der Erhebung im Zeitraum 2008/2009 zusammengefasst. Randreviere werden als 0,5 Reviere in der Berechnung der Siedlungsdichte berücksichtigt, ebenso mögliche Reviere, die nicht sicher abgegrenzt werden können. Bei den Vogelarten, bei denen die Bestände aus den Dichtewerten der Distance-Auswertung rückgerechnet wurden, sind die Flächenbezüge bei "reinen" Waldarten (z.B. Halsbandschnäpper) auf die Waldfläche des Nationalparks bezogen. Nach Abzug von Offenflächen und Gewässern verbleiben ca. 1100 ha.

Tab. 2. Brutvogelarten und deren Siedlungsdichten im NP Thayatal 2008/2009. * bei Arten mit sehr großen Raumansprüchen wird die Siedlungsdichte in Rev./ 100ha angegeben.

Art	wissenschaftl. Name	Anzahl Reviere od. Brutpaare	Siedlungsdichte [BP / 10 ha bzw. 100 ha]*
Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>	2-3	*0,20
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	1-2	*0,12
Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>	8 (+3)	*0,85
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>	3 (+0,5)	*0,27

Sperber	<i>Accipiter nisus</i>	5 (+1)	*0,46
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	12 (+4)	*1,23
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	1 (+1)	*0,15
Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>	1,5	*0,12
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	65-75	0,53
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	60-84	*5,4 ± 0,9
Turteltaube	<i>Streptopelia decaocto</i>	52-78	0,5 ± 0,1
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	35-45	*3,0
Uhu	<i>Bubo bubo</i>	10	*0,77
Waldkauz	<i>Strix aluco</i>	11	*2,12 (auf 520 ha)
Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	9	k.A.
Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>	2	*0,15
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	11(+3)	*1,08
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	7(+1,5)	*0,65
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	9 (+0,5)	*0,73
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	35-50	0,4 ± 0,07
Weißrückenspecht	<i>Dendrocopos leucotos</i>	4 (+0,5)	*0,35
Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>	70 (+3)	0,56
Kleinspecht	<i>Dendrocopos minor</i>	18 (+1)	*1,46
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	4 (+1)	0,03
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	10	k.A.
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	2	k.A.
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	55-65	0,45
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	5-7	0,05
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	540-690	5,6 ± 0,7
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	9+2,5	0,09
Amsel	<i>Turdus merula</i>	155-200	1,6 ± 0,2
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	305-375	3,1 ± 0,3
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	18-20	0,14
Schlagschwirl	<i>Locustella fluviatilis</i>	3	k.A.
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	1	k.A.
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	740-890	7,4 ± 0,7
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	680-790	6,7 ± 0,5
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	5	0,04
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	308-418	3,3 ± 0,5
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	6-8	0,05
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	23-28	0,19
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	12-15	0,1
Zwergschnäpper	<i>Ficedula parva</i>	1	k.A.

Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	1	k.A.
Halsbandschnäpper	<i>Ficedula albicollis</i>	300-405	3,2 ± 0,5
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	6-8	0,05
Sumpfmeise	<i>Parus palustris</i>	28	0,21
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	5-10	0,06
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	25-30	0,21
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	176-286	2,1 ± 0,5
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	297-407	3,2 ± 0,5
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	40 (+1,5)	1,04 (auf ca. 400 ha)
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	30-32	0,23
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	10-15	0,09
Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>	10+1	0,08
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	1+0,5	k.A.
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	12	0,09
Aaskräh	<i>Corvus corone</i>	3	k.A.
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	2-3	k.A.
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	1-2	k.A.
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	1.380-1.730	11,7 ± 1,3
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	1	k.A.
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	1-2	k.A.
Kernbeißer	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	735-1.200	8,8 ± 2,1
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	25-27	0,2

Bei den Punkttaxierungen wurden an 89 Punkten und zwei vollständigen Begehungszyklen insgesamt 2314 Vogelregistrierungen aus 48 verschiedenen Arten erfasst. Die erste Begehung lieferte 1138 Registrierungen, die zweite 1176. Nur zwei unterschiedliche Bearbeiter waren an dieser Erhebung beteiligt, 1162 Registrierungen stammen von M. Pollheimer und 1152 vom Autor. Für 15 Arten wurden genügend Beobachtungen mit Distanzwerten erhoben, um eine valide Berechnung in Distance durchführen zu können. Bei der ersten Begehung wurden durchschnittlich 12,8 Beobachtungen (6-17) pro Zählpunkt notiert, bei der zweiten Begehung waren es durchschnittlich 13,2 Beobachtungen (7-19) pro Zählpunkt.

Aus den Specht- und Greifvogelkartierungen stammen zusätzlich 1284 Beobachtungen aus 66 verschiedenen Arten, die in die Auswertungen und Darstellungen einbezogen werden.

Schwarzstorch (*Ciconia nigra*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 2	NT	4

Verbreitung und Biologie: In Ostösterreich und Tschechien erreicht der Schwarzstorch den westlichen Rand seines geschlossen besiedelten Verbreitungsgebietes. Er befindet sich seit dem Beginn des 20. Jhdt. in einer westlich gerichteten Arealausbreitung und erreichte erst in den 30er Jahren als Brutvogel Österreich (FINK 1958, SACKL 1985). Als echter Waldbewohner besiedelt der Schwarzstorch ausgedehnte, ursprüngliche und möglichst störungsarme Hochwaldgebiete. Durch Lichtungen, Waldwiesen, Bachtäler und Feuchthflächen gegliederte und strukturierte Wälder werden dabei bevorzugt. Für die Wahl des Horstplatzes sind ein hohes Bestandsalter (> 80-100 Jahre), große Stammabstände und ein hoher Kronenschlussgrad entscheidend. Seine Nahrung besteht hauptsächlich aus Amphibien, Fischen und Mäusen sowie verschiedenen Wirbellosen (SACKL 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2008 wurden innerhalb der Parkgrenzen nur noch drei der bekannten Baumhorste bestätigt, doch war kein einziger in dieser Saison besetzt. Der Zustand der Horste wies außerdem darauf hin, dass sie schon längere Zeit verwaist waren. Einige der bekannten Horste konnten trotz GPS-Verortung nicht mehr gefunden werden, sie wurden möglicherweise durch starke Winterstürme der vergangenen Jahre zerstört. Nur in einem unzugänglichen Bereich des Nationalparks (nahe des Turmfelsen nördlich von Hardegg) bestand ein Verdacht auf eine Brut in einem Felshorst, aufgrund des Geländes war eine störungsarme Bestätigung nicht möglich. Somit besteht aktuell kein bekannter, regelmäßig besetzter Horst innerhalb der Grenzen des Nationalparks. Die sechs Baumhorste, die innerhalb der Parkgrenzen und die zwei bis drei unmittelbar außerhalb im Fugnitzwald bekannt waren (POLLHEIMER 2001), konnten trotz Verortung mit dem GPS großteils nicht mehr gefunden werden oder waren verwaist. Im NP Podyjí dürften nach Auskunft von M. Valasek und V. Skorpikova (mündl. Mitt.) die Verhältnisse ähnlich liegen. Dort ist aber zumindest noch ein konkreter Horststandort bekannt, in einem weiteren Fall lässt sich zumindest ein größeres Waldstück als Horstumfeld eingrenzen.

Im Bereich Turmfelsen besteht möglicherweise ein Felshorst, doch gelang aufgrund der Lage des entsprechenden Felsturmes keine sichere Bestätigung. Während der Brutsaison wurde in der unmittelbaren Umgebung mehrmals ein Paar beobachtet.

Trotzdem liegen zahlreiche Beobachten der Art vor (s. Abbildung 4), es ist nach wie vor mit einem Bestand von mindestens 2-3 Revieren im NP Thayatal zu rechnen, wobei sicherlich auch nennenswerte Flächen im NP Podyjí mit zu den Streifgebieten gehören. Ob es auch aktuell (ausreichenden) Bruterfolg gibt, bleibt allerdings ungewiss.

Gefährdung: Gefahr droht dem Schwarzstorch vor allem durch Horstverluste (Schnee- oder Windbruch) und Störungen durch Wanderer und Photographen während der Brutzeit. Weiters können Forstarbeiten zu einem direkten Verlust des Horstbaumes durch Schlägerung führen oder durch Beunruhigung der Altvögel in der Brutzeit eine Aufgabe des Geleges verursachen (JANSSEN & KOCK 1996, SACKL 1993). Die Aufgabe traditioneller Felsenhorste vor Gründung des Nationalparks ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf Störungen zurückzuführen.

Der Rückgang besetzter Horste bzw. deren Verschwinden in den beiden benachbarten Nationalparks Thayatal und Podyjí lässt sich nach dem aktuellen Kenntnisstand nicht vollständig erklären. Ein möglicher Faktor könnte im Verlust mehrerer Baumhorste durch die schweren Winterstürme in den Jahren 2005 bis 2007 liegen.

Wespenbussard (*Pernis apivorus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung		NT	4

Verbreitung und Biologie: Abwechslungsreiche, reich strukturierte Landschaften bilden den Lebensraum des Wespenbussards. Horste werden in Randbereichen von Altholzbeständen meist abseits von menschlichen Siedlungen angelegt oder es werden alte Greifvogel- oder Krähenester übernommen (BAUER ET AL. 2005a, BAUER & BERTHOLD 1996). Die Nahrungssuche erfolgt zumeist in überwiegend offenen Gebieten (Wiesen, Waldränder, Heiden und Feuchtgebiete), wobei vor allem soziale Wespen (in geringerem Umfang Hummeln) sowie deren Puppen und Larven ausgegraben und erbeutet werden (GAMAUF 1999). Amphibien (Frösche) können im Nahrungsspektrum einen großen Anteil einnehmen. Dementsprechend gilt der Wespenbussard in Deutschland als Leitart für Bruch- und Auwälder, sowie Moore (BAUER et al. 2005a, FLADE 1994). Angaben zu Bestand und Bestandsentwicklung in Mitteleuropa werden durch die heimliche Lebensweise des Wespenbussards und seine große Ähnlichkeit mit dem Mäusebussard (Verwechslungsgefahr!) erschwert (BAUER & BERTHOLD 1996).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Entlang des Haupttales wurden im Jahr 2000 (3-) 4 Reviere festgestellt. Mit großer Sicherheit umfassen die Territorien beide Ufer der Thaya, für zwei ist dies durch direkte Beobachtung belegt. Trotz intensiver Nachsuche konnte kein Horst mit Sicherheit bestätigt werden. Im Bereich Fugnitzwald wurde ein vermeintlicher Horst entdeckt, entsprechende Kontrollen in der Brutzeit wurden aber nicht durchgeführt.

Bei den auf den Wespenbussard abgestimmten Greifvogelerhebungen im Jahr 2008 wurden für den Nationalpark Thayatal 8 Reviere erhoben, dazu kamen 6 Reviere auf tschechischer Seite im NP Podyjí (s. Abbildung 5).

Gefährdung: Als Langstreckenzieher mit Überwinterungsquartieren im südlichen Afrika ist er vor allem durch jagdliche Nachstellungen während seiner Wanderungen gefährdet, daneben aber auch durch Pestizideinsatz sowie Ausräumung und Zerstörung ursprünglich insekten- und amphibienreicher Landschaften (BAUER & BERTHOLD 1996). Im Untersuchungsgebiet

könnte der Wespenbussard durch die erfolgten Bestandsumwandlungen in einem bestimmten Umfang profitieren. Relativ dichte und dunkle Nadelholzbestände wurden und werden entfernt, für einige Jahre gelangt viel Licht auf die entstandenen Blößen, was die Ansiedlung von bodenbewohnenden Hymenopteren begünstigen kann.

Die Wiesenpflege (extensive Mahd und Beweidung) dürfte der Art im Gegensatz zum Mäusebussard kaum nützen, da zwar durch die Rückführung von Brachen in Wiesen bzw. Weiden das Angebot an Arthropoden steigen sollte (vgl. MUSCHKETAT & RAQUÉ 1993), aber der Wespenbussard hauptsächlich in Altholzbeständen jagt und Wiesen meidet (GAMAUF 1999).

Habicht (*Accipiter gentilis*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung		NT	4

Verbreitung und Biologie: Der Habicht bevorzugt großflächige, reich strukturierte Waldlandschaften, die keinen starken Störungen ausgesetzt sind. Eine enge räumliche Verzahnung mit Wiesen, Feldern oder Heckenlandschaften bietet der Art beste Bedingungen. Dem Beuteerwerb geht er hauptsächlich entlang von Lichtungen, Schneisen, Waldrändern und Wegen nach. Seine Nahrung setzt sich v.a. aus mittelgroßen bis großen Vögel (Drosseln, Tauben, Krähenvögel, Hühnervögel) zusammen (GAMAUF 1991), die er im Überraschungsfly schlägt. Der Horst wird am Randbereich geschlossener Altholzbestände - meist in Nadelholzbeständen - errichtet (BAUER ET AL. 2005a).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden 3 Reviere (Kirchenwald, nördlich Gerichtsberg, westlich Hardegg) erhoben, im NP Podyjí auf tschechischer Seite bestanden Hinweise auf zwei weitere Reviere nördlich vom Einsiedler und nördlich der Ruine Neuhausl.

In der Nachfolgeuntersuchung wurde die gleich Zahl an Revieren festgestellt, allerdings kam es zu räumlichen Verschiebungen der Beobachtungen (s. Abbildung 6). L. Sachslehner meldet einen Brutnachweis im Zeitraum Juli / August 2009 südlich vom Einsiedler.

Gefährdung und Schutz: Überregional besteht ein Gefährdungspotenzial für den Habicht durch menschliche Verfolgung, obwohl die gesetzlichen Beschränkungen stabilisierend auf den Bestand ausgewirkt hat. Zudem hat sich die ablehnende Haltung der Jägerschaft gegenüber den großen Beutegreifern in den letzten zwanzig Jahren deutlich abgeschwächt. Doch noch immer werden Ausnahmegenehmigungen für Abschüsse angestrebt und erteilt, auch werden regelmäßig illegale jagdliche Eingriffe bekannt (T. ZUNA-KRATKY in DONNERBAUM 2/2001). Im NP Thayatal ist besonders beim Umbau anthropogen beeinflusster Waldbereiche, die mit der Schlägerung von Nadelholzbereichen verbunden ist, Vorsicht angebracht. Die Zerstörung von Horstbäumen oder Störungen während der Brutperiode durch Forstarbeiten können gravierende Auswirkungen haben.

Sperber (*Accipiter nisus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Reich strukturierte Landschaften, in denen Waldgebiete mit offenen und halboffenen Flächen eng verzahnt sind, bilden den Lebensraum des Sperbers. Die Horste werden meist am Rand größerer Waldungen angelegt, günstige Anflugmöglichkeiten und ausreichende Deckung werden im gleichen Ausmaß benötigt (DVORAK et al. 1993). Die Nahrung setzt sich größtenteils aus kleinen bis mittelgroßen Singvögeln wie Sperlingen, Finken, Drosseln und Meisen zusammen (GAMAUF 1991). Die Jagd erfolgt unter Ausnutzung von Deckung entweder aus niedrigem Suchflug oder von einem Ansitz aus (BAUER ET AL. 2005a). Gegenwärtig wird im gesamten Bundesgebiet mit einer Brutpopulation von 4500 Paaren gerechnet (GAMAUF 1991).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Bei der Grundlagenerhebung wurden 4-5 Reviere im Nationalpark Thayatal erfasst, für 2 weitere im grenznahen Abschnitt des NP Podyjí liegen Beobachtungen aus der Brutzeit vor.

Im Jahr 2008 wurden wiederum 5 Reviere und 2 Randreviere jenseits der Grenze festgestellt (s. Abbildung 7).

Gefährdung und Schutz: Lokale Bedrohungen sind durch Jagd oder Störungen am Horst möglich (BAUER & BERTHOLD 1996). In weiten Teilen Europas erlitt der Sperber in den 1950er bis 1970er Jahren aufgrund hoher Pestizidbelastungen seiner Beute massive Bestandseinbrüche (NEWTON & WYLLIE 1992). Danach kam es – auch in Österreich – zu einer langsamen Erholung der Bestände, wobei genaue Untersuchungen zur Siedlungsdichte großer Gebiete spärlich sind (DVORAK et al. 1993). Der Sperber errichtet seinen Horst bevorzugt in Nadelwaldinseln, die ausreichend Deckung bieten (KNÜWER 1981). Die rigorose Ausforstung aller Nadelbäume im Nationalpark kann das Angebot geeigneter Horststandorte drastisch verringern.

Mäusebussard (*Buteo buteo*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Ähnlich dem Wespenbussard, liegen die Horste des Mäusebussards zumeist am Rand größerer geschlossener Waldbereiche. Als Jagdgebiete sucht er offene Flächen mit kurzer Vegetation auf, wo er v.a. Wühlmäuse, aber auch "Langschwanzmäuse", Spitzmäuse, Frösche und Reptilien erbeutet (BAUER ET AL. 2005a, HABERL 1995). In Abhängigkeit von Gradationen von Kleinsäugetern ist der Bestand des Mäusebussards Schwankungen unterworfen, jedoch gilt er seit der Einstellung der direkten Verfolgung sowohl in Europa als auch in Österreich als nicht gefährdet. In Österreich ist er neben dem Turmfalken der am weitesten verbreitete und häufigste Greifvogel (DVORAK et al. 1993, BAUER & BERTHOLD 1996).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Die Zahl der Mäusebussard-Revierstadien stieg von 5-6 (plus 4 Randreviere) im Jahr 2000 auf 12 (plus 8 Randreviere auf tschechischer Seite) im Jahr 2008 (s. Abbildung 8).

Gefährdung und Schutz: Weder großräumig noch im NP Thayatal besteht derzeit eine Gefährdung des Mäusebussards. Vielmehr könnte er vom Wiesenmanagement nach dem Entwurf der Nationalparkverwaltung profitieren. Extensiv bewirtschaftetes, heterogenes Grünland bietet auch Kleinsäugetern, der Hauptnahrung vieler Prädatoren, optimalen Lebensraum (vgl. POLLHEIMER et al. 1998). Und im Vergleich zu einer stark verbrachten Wiese, die zudem verbuscht, sind auf diesen Flächen die Beutetiere durch Mahd oder Beweidung leichter erreichbar.

Turmfalke (*Falco tinnunculus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3		

Verbreitung und Biologie: Der Turmfalke ist unter den heimischen Greifvögeln die Charakterart offener Kulturlandschaften. Er benötigt als Horstplätze oft nur kleine Baumgruppen, wobei er kein eigenes Nest baut, sondern alte Nester bevorzugt von Krähenvögeln übernimmt. Im Bereich menschlicher Siedlungen brütet er auch an Gebäuden wie Kirchen, Türmen oder Burgruinen (DVORAK et al. 1993, FLADE 1994). Seine Ernährung ist vielseitig, zu meist werden Kleinsäuger (Wühlmäuse, Spitzmäuse), Reptilien oder Kleinvögel erbeutet (BAUER ET AL. 2005a).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Brutnachweise gelangen in den Jahren 2000 und 2001 von der Burg Hardegg und der Ruine Kaja.

Auf der Burg Hardegg brüteten im Jahr 2008 zwei Paare gleichzeitig. Für den Bereich um den Turmfelsen gab es eine Brutzeitbeobachtung (s. Abbildung 9). Ch. Übl gelang im Mai 2009 zwei Beobachtungen an der Ruine Kaja.

Gefährdung: In Österreich ist der Turmfalke nach dem Mäusebussard der häufigste Greifvogel, jedoch sind lokal rückläufige Tendenzen in der Bestandsentwicklung zu erkennen (GAMAUF 1991). Hauptursache für den Bestandsrückgang, der seit den 60er Jahren auch in anderen Teilen Mitteleuropas anhält, sind Intensivierung und Technisierung der Landwirtschaft, v.a. ein dramatischer Rückgang des Beutetierangebotes durch Bodenverdichtung, Ausräumung abwechslungsreicher Kulturlandschaften und Ausbringung von Gülle, sowie ein Verlust an Brutplätzen durch Abholzung von Feldgehölzen und Altholzbeständen (BAUER & BERTHOLD 1996). Im Nationalpark ist momentan kein Gefährdungspotenzial erkennbar. Die bedeutendsten Nahrungsgründe für den Turmfalken befinden sich aber außerhalb der Parkgrenzen im umliegenden Kulturland. Intensivierungsschritte in der Landwirtschaft oder Aufforstungen ertragsschwacher Flächen könnten aber das Nahrungsangebot drastisch senken und damit auf Reproduktion und Siedlungsdichte negativ wirken.

Baumfalke (*Falco subbuteo*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung		NT	5

Verbreitung und Biologie: Der Baumfalke ist ein Bewohner halboffener Landschaften. Lichte Baumbestände, Waldränder und Feldgehölze sind typische Neststandorte dieses Falken (vgl. FIUCZYNSKI 1987). Neben geeigneten Horstbäumen ist vor allem ein hohes Nahrungsangebot, d.h. das zahlreiche Vorkommen von Kleinvögeln und Großinsekten für Brutansiedlungen des Baumfalken von Bedeutung. Günstige Bedingungen findet er etwa im Einzugsbereich stehender und fließender Gewässer, rund um Feuchtwiesen, Moore oder sandige Heidegebiete (vgl. FLADE 1994). In Österreich ist der Baumfalke ein verbreiteter Brutvogel des außeralpinen Bereichs und der großen Alpentäler. Besonders in der Nähe von Gewässern erreicht die Art lokal hohe Bestandsdichten (DVORAK et al. 1993). Ein eindeutiger Bestandstrend ist zur Zeit nicht erkennbar, der gesamtösterreichische Brutbestand liegt bei etwa 400 Paaren (GAMAUF 1991).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Bei beiden Erhebungen wurde entlang der Thaya 1 Revier des Baumfalken erfasst, im Jahr 2008 bestand möglicherweise noch ein zweites im grenznahen Bereich auf tschechischer Seite.

Gefährdung und Schutz: Der Verlust von Altholzbeständen (Brutplatz) durch forstliche Eingriffe, Intensivierung der Landwirtschaft mit Grünlandumbruch, Entwässerungen und Flurbereinigung sowie Verknappung der Beutetiere (Großinsekten, Kleinvögel) sind die Ursachen der Gefährdung des Baumfalken. In dieser Hinsicht ist zu berücksichtigen, dass im Zuge der waldbaulichen Umwandlungen im Nationalpark Thayatal nicht potenzielle Horstbäume gefällt werden. Da die Art alte Nester anderer Arten entsprechender Größe (z.B. Aaskrähe) nutzt, trifft dies besonders auf Fichtenstarkholz in Waldrandlagen zu.

Wanderfalke (*Falco peregrinus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung		NT	2

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Für den Wanderfalken gelangen in den letzten zehn Jahren vereinzelte Beobachtungen, doch trotz Nistkästen an exponierten Felswänden auf tschechischer Seite wurden keine Brutansiedlungen bis in die jüngste Vergangenheit registriert. Im Jahr 2009 kam es dann zu einer (erfolglosen) Verpaarung eines Wanderfalken mit einem Sakerfalken (M. Valasek und V. Skorpikova schriftl. Mitt.).

Sakerfalke (*Falco cherrug*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 1	CR	1

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Bereits in den Jahren 2000 und 2001 wurden mehrmals einzelne Sakerfalken im Gebiet beobachtet (POLLHEIMER 2001, SACHSLEHNER & BERG 2002), doch konnte keine Brutansiedlung bestätigt werden.

Im Jahr 2008 fand dann erstmals im Nationalpark ein konkreter Brutversuch statt, doch blieben die Eier offensichtlich unbefruchtet. 2009 konnte nur noch ein Sakerfalke während der Brutzeit im Gebiet beobachtet werden, der diesmal aber mit einem Wanderfalken verpaart war (M. Valasek und V. Skorpikova schriftl. Mitt.).

Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3	NT	5

Verbreitung und Biologie: Während der Brutzeit nutzt die Waldschnepfe reich gegliederte, lichte und meist feuchte Hochwälder oder Niederwälder mit ausgeprägter Strauch- und Krautschicht. In tieferen Lagen bevorzugt sie Laub- und Mischwälder. Ein wichtiges Element ihrer Lebensräume sind Lichtungen, Waldränder und Schneisen entlang derer sie ihre Balzflüge durchführt (BAUER & BERTHOLD 1996). Ihre Nahrung sucht die Waldschnepfe mit ihrem Stocherschnabel im weichen, meist feuchten oder nassen Waldboden, bei einem reichen Angebot an Regenwürmern nutzt sie auch angrenzende Wiesen. In Österreich ist die Art weit verbreitet, doch aufgrund ihrer unauffälligen Erscheinung und der nächtlichen Balzaktivitäten nur schlecht erfasst (DVORAK et al. 1993). Im Wald- und Mühlviertel zeichnet sich ein Verbreitungsschwerpunkt der Art ab, die Laubmischwälder des Hügellandes und die Flusstäler der Region scheinen für die Art ideale Bedingungen zu bieten.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Während der Brutsaison im Jahr 2000 wurden an drei Stellen Waldschnepfen beobachtet (Bründlgraben, Fugnitzwald, Kirchenwald). In der aktuellen Untersuchung gelang keine Beobachtung der Art während der Brutperiode.

Ringeltaube (*Columba palumbus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: In Österreich ist die Ringeltaube in allen Großlandschaften vertreten und ist mit Ausnahme einiger Niederungen in den östlichen Landesteilen überall die häufigste Taubenart (DVORAK et al. 1993). Sie besiedelt halboffene Landschaften, die sowohl Gehölze zu Nestanlage und Rast als auch freie Flächen für den Nahrungserwerb aufweisen. Bevorzugt werden von ihr Feldgehölze oder Alleen, die sich in unmittelbarer Nähe von Feldern und niederrasigem Grünland befinden. In Wäldern werden Randlagen oder Bestände an Lichtungen bevorzugt. Die Nahrung der Ringeltaube ist fast ausschließlich vegetabilisch, wichtige Anteile daran nehmen Getreidesamen, Bucheckern und grüne Blätter ein (BAUER ET AL. 1985)

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 lag die Siedlungsdichte bei 7 BP /km² (± 1). Dies entspricht einem Bestand von ca. 90 Brutpaaren. Aufgrund der weittragenden Balzrufe der Art sind in diesen Zahlen auch Randsiedler und Revierhalter außerhalb des Nationalparks überrepräsentiert. Der Bestand innerhalb der Schutzgebietsgrenzen wurde daher auf 75-80 BP geschätzt.

Im Jahr 2008 (s. Abbildung 10) lag die Siedlungsdichte bei $5,4 \pm 0,9$ BP / km² bei einem Variationskoeffizienten von ca. 17%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 3,9 und 7,6 BP / km². 89 Registrierungen gingen in die Auswertung ein, der AIC für das bestangepasste Modell (Half-normal, Cosine, Werte bis zu einer Distanz von 350m) betrug 183,44. Damit kann der Bestand auf 60-84 BP geschätzt werden, in Anbetracht der größeren Streuwerte bei der Erstuntersuchung lässt sich das Vorkommen der Ringeltaube als stabil bewerten.

Gefährdung und Schutz: Im Gegensatz zur Hohлтаube baut die Ringeltaube ihr Nest frei in Bäumen oder Büschen (BAUER ET AL. 1985). Daher ist ein Einfluss in einem großen Waldgebiet durch forstliche Maßnahmen kaum zu erwarten. Doch Veränderungen in der Landwirtschaft könnten einen negativen Effekt haben. Die Ringeltaube als charakteristische Art

des Kulturlandes steht hier stellvertretend für viele Arten, die im Nationalpark brüten und das Umfeld zur Nahrungssuchen nutzen oder ausschließlich in den Felder und Wiesen außerhalb des Schutzgebietes vorkommen.

Hohltaube (*Columba oenas*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote NÖ
Seltenheit / Bedrohung		NT	4

Verbreitung und Biologie: In Österreich konzentrieren sich die Vorkommen der Hohltaube auf die laubwaldreichen Gebiete des nördlichen und östlichen Österreich. Die Brutpopulation des Landes umfasst 1000-1200 Paare (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Besiedelt werden alt-holzreiche Baumbestände, die genügend Raum für Schauflüge bieten (SZIEMER 1988). Limitierend für den Bestand ist das Angebot an Nisthöhlen, die zudem eine bestimmte Größe erreichen müssen. Dafür kommen morsche Astlöcher und ausfallende Stämme, aber vor allem alte Schwarzspechthöhlen in Frage (BAUER ET AL. 1985, JOHNSON 1993a). Der Nahrungssuche geht die Hohltaube auf Freiflächen mit fehlender oder niedriger Vegetation nach. Sie ernährt sich großteils von pflanzlicher Kost wie Samen, Blättern und Früchten (MÖCKEL 1988). Bevorzugt wird eine gewisse räumliche Trennung von Brut- und Nahrungsplätzen, wobei Distanzen von wenigen hundert Metern bis zu 15 km überwunden werden.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Der Bestand der Hohltaube lag im Jahr 2000 zwischen 42-44 Brutpaaren (3,23 BP/km²). Dazu kommen noch 3 Reviere in Randlage des Nationalparks. Die Dichte im Gebiet übersteigt jene auf einer annähernd gleich großen Vergleichsfläche im Wienerwald um das Dreifache, hingegen werden in kleineren Gebieten noch wesentlich höhere Abundanzen (bis 27,6 BP/km²) erreicht.

Aktuell beläuft sich der Bestand der Hohltaube auf 65-75 Brutpaare, in Bereichen mit größeren Buchenaltholzbeständen kommt es dabei zu ausgeprägten Konzentrationen (z.B. südöstlich Schwalbenfelsen, s. Abbildung 11). Damit ist von einer deutlichen Zunahme der Art auszugehen.

Gefährdung und Schutz: Die Hauptgefährdung der Hohltaube stellt wie bei vielen Höhlenbrütern die Forstwirtschaft dar (TUCKER & HEATH 1994). Kurze Umtriebszeiten, Forcierung von Nadelholzforsten und selektive Entnahme von Althölzern und Überhältern senken das Angebot an Bruthöhlen drastisch und führen so zu einer Populationslimitierung (BAUER & BERTHOLD 1996). Hier kann in Zukunft durch Schutz und Ausweitung von Altholzbeständen

sogar eine Förderung der Hohltaube erwartet werden. Eine mögliche negative Beeinflussung stellt die landwirtschaftliche Intensivierung (Biozideinsatz, Verlust von Feldrainen) im Umfeld des Nationalparks dar, da hier das Nahrungsangebot direkt verringert werden könnte (BAUER & BERTHOLD 1996).

Turteltaube (*Streptopelia decaocto*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3		

Verbreitung und Biologie: Die Turteltaube ist in Österreich nur in den östlichen und südlichen Landesteilen verbreitet, aus den inneralpinen Tälern sind nur sporadische Bruten bekannt (DVORAK et al. 1993). Sie besiedelt bevorzugt halboffene Kultur- und Aulandschaften in klimatisch begünstigten Lagen, wo sie sich von Grassamen, Kräutern und kleinen Insekten ernährt (BAUER ET AL. 1985, FLADE 1994).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: 40-50 BP im gesamten Nationalpark (0,34 BP/10 ha). Im Vergleich zu ausgedehnten, lockeren Auwäldern Ostösterreichs ist die Turteltaube im Nationalpark Thayatal in relativ geringer Dichte anzutreffen. Dieser Umstand ist darauf zurückzuführen, dass die Art kleine oder aufgelockerte Wälder bevorzugt und in dichter bewaldeten Gebieten seltener wird. Hier werden von ihr nur noch einige lichte und gut durchsonnte Stellen besiedelt.

Im Jahr 2008 (s. Abbildung 12) lag der Brutbestand bei 52-78 Paaren ($0,5 \pm 0,1$ BP / 10 ha) bei einem Variationskoeffizienten von ca. 20,5%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 0,36 und 0,81 BP / 10 ha. 56 Registrierungen gingen in die Auswertung ein, der AIC für das bestangepasste Modell (Half-normal, Cosine, Werte bis zu einer Distanz von 300m) betrug 129,56. Der Bestand dürfte tatsächlich deutlich zugenommen haben, wobei lokale Konzentration die Einschätzung für ein größeres Gebiet erschweren.

Gefährdung und Schutz: Wie bei vielen anderen Kulturlandvogelarten auch sind die Bestände der Turteltaube in Mitteleuropa seit den 1970er Jahren großräumig zurückgegangen. Neben vielfältigen Bedrohungen auf dem Zug und in den Winterquartieren Afrikas zählen selbstverständlich die Zerstörung des Lebensraumes (Zerstörung von Auegebieten und Feldgehölzen) sowie ein Verlust der Nahrungsgrundlage (Ackerwildkräuter) zu den Hauptursachen für den Bestandsrückgang (BAUER & BERTHOLD 1996). Für den Nationalpark Thayatal

sind die Bereiche, welche zur Brut genutzt werden dauerhaft gesichert. Für das agrarisch genutzte Umland gilt, was im Abschnitt über die Ringeltaube gesagt wurde.

Kuckuck (*Cuculus canorus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Kuckuck ist in Europa weit verbreitet. Als Zugvogel ist er von Anfang April bis Ende September in Mitteleuropa anzutreffen. Die Art besiedelt eine Vielzahl verschiedenster Lebensräume und ist im wesentlichen nur vom Vorkommen ihrer Wirtsvogelarten abhängig. Begehrte Kuckuckswirte sind Pieper und Stelzen, kleine Drosselvögel wie etwa Rotkehlchen und Hausrotschwanz sowie verschiedene Rohrsängerarten. Halboffene Landschaften und Wiesen- und Feuchtgebiete stellen wegen der hohen Dichte an potentiellen Wirtsvogelarten ideale Kuckucklebensräume dar. Auch der Randbereich von Siedlungen wird von Kuckucken gerne aufgesucht (MAKATSCH 1958). Wegen des ausgefallenen Fortpflanzungssystems dieser Vogelart sind Siedlungsdichteangaben im klassischen Sinn nicht möglich. Die vom Kuckuck bevorzugten Flächen sind reich strukturiert und beherbergen eine Vielzahl potentieller Wirtsarten.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: 55-60 balzrufende Männchen wurden bei der Punkttaxierung festgestellt, wobei durch die weittragende Stimme der Art auch Rufer aus dem NP Podyjí aufgenommen wurden. Auf das österreichische Schutzgebiet bezogen wird der Bestand auf 40-45 Reviere geschätzt (3,2 Rev./km²). Selbst bei dieser konservativen Schätzung liegt der Bestand über den großflächigen Dichten des Bodenseegebietes mit 1-3 Rev./km² (SCHUSTER et al. 1983).

2008 wird der Bestand mit einer größeren Schwankungsbreite auf 35-45 rufende Männchen geschätzt (s. Abbildung 13). Bei dieser Art zeichnen sich keine deutlichen Veränderung ab.

Gefährdung und Schutz: In Europa wurden in manchen Bereichen Rückgänge des Kuckucks registriert. Zurückgeführt wird die Entwicklung auf die negative Bestandsentwicklung vieler Wirtsarten (BAUER & BERTHOLD 1996). Zudem reduziert der Einsatz von Bioziden die Nahrungsgrundlage (Schmetterlingsraupen, Maikäfer) der Art. Im Untersuchungsgebiet selbst ist die Art keinen aktuellen Beeinträchtigungen ausgesetzt. Wohl könnte eine Intensi-

vering der Landwirtschaft in der Umgebung auch beim Kuckuck wie bei vielen anderen Kulturlandarten einen negativen Trend auslösen.

Uhu (*Bubo bubo*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3	4	NT

Verbreitung und Biologie: Der Uhu ist ein weit verbreiteter Brutvogel reich gegliederter Landschaften, die auch im Winter ein großes Nahrungsangebot bereithalten (MEBS & SCHERZINGER 2000). Der Jagd geht er vor allem auf offenen oder locker bewaldeten Flächen nach. In den Beutetierlisten finden sich kleine bis mittelgroße Säuger (Spitzmäuse – Rehkitz) und Vögel (Singvögel - Graureiher) sowie Amphibien und verschiedenen Wirbellose (MEBS & SCHERZINGER 2000). Als Tageseinstand werden Nadelholzinseln oder Felsnischen benötigt. Und sein Horst liegt in Felswänden oder steilen felsigen Hängen (FREY 1973). Bevorzugt finden sich Uhureviere in der Nähe stehender oder fließender Gewässer (Nahrungsangebot, Bademöglichkeiten).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: m Jahr 2000 wurden 4-5 Uhureviere im Nationalpark festgestellt, 2001 gelangen Hinweise auf zusätzliche 3 Reviere (SACHSLEHNER & BERG 2002). Die mittlere Entfernung zwischen benachbarten Horstwänden lag bei 2,7 km. Die kürzeste Distanz beträgt nur ca. 600 m. Der Bestand zur Zeit der Nationalparkgründung lag dem zufolge insgesamt bei 7-8 Brutpaaren, zwei der Horstwände lagen im NP Podyjí auf tschechischer Seite (s.).

Im Jahr 2009 wurden zehn sichere Reviere festgestellt (davon 9 rufende Paare!), ein weiteres Revier im Bereich nördlich vom Turmfelsen konnte aufgrund der ungünstigen Akustik während der Erhebung nicht abgesichert werden (s. Abbildung 14). Vier der besetzten Horstwände liegen auf tschechischer Seite im NP Podyjí. Die Abstände der Brutfelsen lagen im Mittel bei ca. 1200 m, die geringsten Distanzen zwischen zwei Horstwänden waren einmal 600 m und einmal 680 m.

Gefährdung und Schutz: Uhus sind während der Reproduktionsphase und als adulte Tiere sehr unterschiedlichen Gefährdungsfaktoren ausgesetzt. Verluste von Eiern oder Jungen können 35% aller begonnenen Bruten einer Großregion betreffen. In einer mehrjährigen Untersuchung wurde gezeigt, dass im Thayatal fast ein Fünftel aller begonnenen Bruten allein

durch illegale Aushorstung vernichtet wurden (FREY 1992). Weiters führen Störungen der brütenden Weibchen, Schlechtwetterphasen oder Fressfeinde zu Brutverlusten. Für adulte Tiere stellen in Mitteleuropa Stromleitungen die größte Gefahr dar (FREY 1981). Von all diesen Bedrohungen bleibt für den lokalen Bestand im Nationalpark wohl nur die Frage der Störungen während der Brutzeit relevant (POLLHEIMER 2001). Zwischenzeitlich verwaiste Horstwände am Schwalbenfelsen und am Hardegger Felsen wurden wieder besiedelt, am Maxplateau gelang zumindest im Jahr 2001 ein Federfund (SACHSLEHNER & BERG 2002).

Waldkauz (*Strix aluco*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Lichte und lückige Altholzbestände in Laub- und Mischwäldern mit einem ausreichenden Angebot an Höhlen zur Brut und ergiebigen Nahrungsressourcen sind der Lebensraum des Waldkauzes. Struktureichtum ist für die Wartenjagd im Wald eine wichtige Voraussetzung (BAUER ET AL. 2005a). Sowohl seine Nahrung als auch seine Jagdtechniken sind äußerst vielseitig, wobei der Wartenjagd auf Wühl- und Waldmäuse (*Microtus* sp. und *Apodemus* sp.) größte Bedeutung zukommt. Der Waldkauz ist die verbreitetste und häufigste Eulenart Österreichs und besiedelt eine große Zahl unterschiedlichster Lebensräume von der planaren bis in die hochmontane Stufe (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: In Grundlagenerhebung wurde ein Mindestbestand von 3-4 Revieren (0,26 Rev./km²) für den Nationalpark angegeben. Verglichen mit anderen großflächigen Untersuchungen in Österreich, bei denen Abundanzen von 1-2,5 Rev./km² ermittelt wurden (KILZER & BLUM 1991, DVORAK et al. 1993), war die Dichte des Waldkauzes nach damaliger Kenntnis als gering zu bezeichnen. Aufgrund fehlender gezielter Untersuchungen war aber schon zu diesem Zeitpunkt mit einem größeren Bestand zu rechnen.

Im Frühjahr 2008 wurde auf einer Teilfläche von ca. 520 ha nord- und südwestlich von Hardegg (Heimatkreuz im Norden bis Fugnitzsee im Süden, s. Abbildung 15) der Bestand der Art anhand simultan rufender Männchen ermittelt. Dabei wurden allein auf dieser Fläche 11 Rufer festgestellt, die zum Teil nur wenige Dutzend Meter voneinander entfernt saßen. Im nördlichen Fugnitzwald wurden dabei von einem Erhebungspunkt aus 7 Waldkauzmännchen simultan verhört!

Gefährdung und Schutz: Mehrere Rupfungen von Waldkäuzen weisen auf einen gewissen Prädationsdruck durch den Uhu hin, der aber den Bestand kaum regulieren sollte (vgl. NEWTON 1998).

Eisvogel (*Alcedo atthis*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3	VU	2

Verbreitung und Biologie: Langsam fließende oder stehende Gewässer mit relativ guter Sicht und einem reichen Angebot an kleinen Fischen sind der Lebensraum des Eisvogels. Von einer niedrigen Sitzwarte am Ufer aus werden Fische (bevorzugte Länge von 4-7 cm) stoßtauchend erbeutet, wobei die Orientierung beim Beuteerwerb optisch erfolgt. Die Bruthöhlen werden selbst in Prallhänge und Steilufer von Flüssen und Bächen, seltener in Wegböschungen, Materialentnahmestellen oder Wurzelteller, gegraben (GLUTZ & BAUER 1980).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 gelang trotz gezielter Nachsuche an Thaya und Fugnitz nur ein Nachweis zur Brutzeit durch C. Übl (mündl. Mitt.) an der Insel unterhalb der Thayabrücke in Hardegg. 2001 gingen hingegen mehrere Beobachtungen ein: 1 an der Fugnitz nahe Forsthaus Rosenthal am 30.05. (außerhalb des NP) sowie 1 an der Fugnitz nahe der Brücke der Fellingner Straße am 31.05. (A. Ranner mündl. Mitt.). Am 31.03. wurden zwischen der Mündung des Kajabachs und der Thayabrücke in Hardegg 2-3 Reviere ermittelt. Die übrige Flussstrecke war zu diesem Zeitpunkt nicht besetzt. An einem Erdanriss nahe der Flusswehr im Bereich des Umlaufberges wurde eine vermeintliche Bruthöhle entdeckt. Störungen durch Wanderer (eigene Beob.) könnten aber im Verlauf der Saison zu einer Aufgabe dieser Höhle geführt haben. Im Jahr 2008 waren sowohl Fugnitz als auch Thaya relativ dicht besiedelt, mit mindestens 9 Revieren wurde in diesem Jahr der bisherige Höchststand der Art erreicht (s. Abbildung 16).

Gefährdung und Schutz: Die größte Bedrohung für den Eisvogel geht von wasserbaulichen Maßnahmen aus. Bach- und Flussverbauungen sowie Regulierungen verändern das Flussregime und zerstören wichtige Uferstrukturen, zugleich wird durch gesteigerte Fließgeschwindigkeit und Wirbelbildung die Sichttiefe im Wasser deutlich reduziert. Einen negativen Einfluss auf Angebot und Erreichbarkeit der Nahrung können auch Gewässerverunreinigungen haben (TUCKER & HEATH 1994). Im Nationalpark Thayatal hingegen sind Strukturierung der Ufervegetation und Fließgeschwindigkeit für den Eisvogel vorteilhaft, wenn auch das

Angebot an Brutwänden durch die Morphologie der Thaya gering ist (vgl. SPINDLER 2000). Bei der Anpassungsfähigkeit der Art in der Auswahl des Höhlensubstrats ist dies aber kein limitierender Faktor. Außerdem bieten die Ufer des Fugnitzbaches ausreichende Steilufer und Erdanrisse zur Anlage einer Bruthöhle.

Wiedehopf (*Upupa epops*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3	EN	1

Verbreitung und Biologie: In Österreich ist der Wiedehopf hauptsächlich in den östlichen und südlichen Landesteilen ein weit verbreiteter aber seltener Brutvogel. (DVORAK et al. 1993). Er bevorzugt trockene und offene Landschaften mit schütterer und kurzer Vegetation und einem reichen Angebot an Großinsekten (z.B. Heuschrecken, große Käfer). Als Höhlenbrüter benötigt er Mauer- und Felsspalten, Lesesteinhaufen, Erdlöcher und vor allem Baumhöhlen (GLUTZ & BAUER 1980). Mit Ende der 1970er Jahre brachen seine Bestände auch in klimatisch günstigen Gebieten dramatisch ein (z.B. ZUNA-KRATKY et al. 2000). So wird sein österreichischer Bestand mittlerweile nur mehr auf ca. 150 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Bereich Kirchenwald wurden in der Grundlagenstudie (POLLHEIMER 2001) 1-2 Reviere festgestellt. Hier treffen zahlreiche unterschiedlich strukturierte Offenstellen (Wiesen, Blockhalden, lichter Kiefernwald) an beiden Ufern der Thaya zusammen. Rufende Individuen wurden sowohl von österreichischer als auch von tschechischer Seite verhört. Bei der aktuellen Erhebung wurden die Rufplätze bzw. Reviere des Wiedehopfs im Kirchenwald in den selben Bereichen bestätigt.

Gefährdung und Schutz: Überregional ist das Überleben der Art sicher mit einer Extensivierung der Landwirtschaft verknüpft. Verlust oder Degradierung des Lebensraumes wurde durch Grünlandumbruch, verstärkte Düngung, Biozideinsatz, Flurbereinigung und Kommasierungen verursacht (TUCKER & HEATH 1994). Im Nationalpark Thayatal ist das kleine Vorkommen durch eine gegenteilige Entwicklung betroffen. Die verringerte Nutzung der Wiesen hat bereits in vielen Bereichen zu einer Verbrachung und Verbuschung geführt. Diese Flächen sind für den Wiedehopf nicht mehr nutzbar. Die Erhaltung und extensive Pflege der verbliebenen Wiesen ist von entscheidender Bedeutung für die Art im Gebiet.

Wendehals (*Jynx torquilla*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3	VU	3

Verbreitung und Biologie: Der Wendehals ist ein weit verbreiteter aber relativ seltener Brutvogel offener Laub- und Mischwälder (KILZER & BLUM 1991) sowie halboffener Landschaften wie Weingärten, Parks, Friedhöfen (MENZEL 1968). In alten Streuobstwiesen kann der Wendehals als Charakterart bezeichnet werden. Seine Nahrung besteht hauptsächlich aus erdnebstbauenden Ameisen (besonders Rasenmeisen und Vertreter der Gattung *Lasius*) bzw. deren Larven und Puppen. Er ist der einzige Specht, der keine eigenen Höhlen zimmert und der ein ausgesprochener Langstreckenzieher ist (MENZEL 1968).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Untersuchungsgebiet gelangen nur an zwei Stellen Brutzeitnachweise im Jahr 2000 (Umlauf, Kirchenwald). Zusätzlich wurde im April am Ortsrand von Merkersdorf ein Individuum beobachtet.

Im Jahr 2008 gelang nur eine Brutzeitbeobachtungen für die Art aus der Umgebung (am 27. April im Ortsgebiet Merkersdorf, eig. Beob.), innerhalb der Nationalparkgrenzen gelangen keine Nachweise. Das lokale Vorkommen muss daher im Moment zumindest als unterbrochen angesehen werden.

Gefährdung und Schutz: Rodung oder Verbrachung von Streuobstwiesen und der zunehmende Einsatz von Insektiziden hat zu massiven Bestandsverlusten des Wendehalses in den letzten Jahrzehnten geführt. In Mitteleuropa sind seine Bestände in den letzten Jahren zum Teil bedrohlich zusammengeschrumpft (HAVELKA & RUGE 1993). Im Jahr 2010 wurden aber in ganz Österreich an zahlreichen Stellen Wendehälse beobachtet (bird.at, eig. Beob., M. Pollheimer mündl. Mitt.), in denen zuvor keine Nachweise (mehr) gelangen, möglicherweise ein Anzeichen für eine überregionale Trendumkehr.

Grauspecht (*Picus canus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3	NT	

Verbreitung und Biologie: Ähnlich seiner Zwillingsart, dem Grünspecht, besiedelt der Grauspecht reich gegliederte Landschaften mit einem hohen Anteil an offenen Flächen. So kommt er z.B. in Auwäldern, Streuobstflächen und parkartigem Gelände vor. In Bezug auf seine Ernährung ist er weniger spezialisiert als der Grünspecht; neben Ameisen (*Lasius* und *Formica* ssp.) und anderen holzbewohnenden Arthropoden frisst er auch Obst und Beeren (BAUER et al. 2005a, FLADE 1994). In Österreich ist der Grauspecht lückiger verbreitet als sein naher Verwandter. Auch seine Großflächendichten sind beträchtlich geringer (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden 5 Reviere im NP Thayatal festgestellt, zusätzlich lagen 3 Reviere grenznahe im benachbarten NP Podyjí.

Eine überaus erfreuliche Bestandsentwicklung zeigt der Grauspecht, wurden doch im Jahr 2008 ungefähr doppelt so viele Reviere festgestellt, nämlich 11, wie in der Erstuntersuchung. Auch die Zahl der Randreviere hat sich mit 6 (vier davon im benachbarten NP Podyjí) verdoppelt. Die Abgrenzung der Reviere war zudem durch die hohe Rufaktivität beider Partner bei den meisten Paaren und durch simultan rufende Individuen aus benachbarten Revieren gut abgesichert. Zur Lage und Verteilung der Reviere s. Abbildung 17.

Gefährdung und Schutz: Der Verlust seiner Hauptlebensräume, durch Auwaldrodung und Umwandlung von Hochstammobstkulturen, und die Intensivierung der Grünlandnutzung bedrohen europaweit die Bestände des Grauspechts (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004, BAUER & BERTHOLD 1996).

Grünspecht (*Picus viridis*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 2		

Verbreitung und Biologie: Der Grünspecht besiedelt halboffene reich strukturierte Mosaiklandschaften mit größeren lichten Altholzbeständen im Kontakt zu Wiesen, Waldwiesen oder Lichtungen (z.B. Auwälder, Streuobstflächen und parkartiges Gelände). Als Hauptnahrung ist er beinahe ausschließlich auf Wiesenameisen (*Lasius*, *Formica* und *Myrmica* spp.) angewiesen (BAUER et al. 2005a, MUSCHKETAT & RAQUÉ, 1993). Durch diesen hohen Spezialisierungsgrad reagiert der Grünspecht sehr empfindlich auf harte Winter, besonders hohe Schneelagen (CHRISTEN 1994). In Österreich ist der Grünspecht zwar weit verbreitet, Rückgänge in den Beständen sind aber auch hier zu verzeichnen (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Mit 10-11 Revieren im Gebiet (plus 2-3 Randreviere) war der Bestand des Grünspechts im Jahr 2000 rund doppelt so hoch wie jener des Grauspechts. Diese Verhältnis der beiden "Erdspechte" entsprach so gut wie allen Befunden aus Verbreitungsatlantiken und zahlreichen Siedlungsdichteuntersuchungen der beiden Arten (z.B. BAUER et al. 2005a, KILZER & BLUM 1991, DVORAK et al. 1993).

2008 gab es allerdings beim Grünspecht einen deutlichen Rückgang auf 7 Reviere. Die Zahl der Randreviere im NP Podyjí blieb aber unverändert. Im Untersuchungsgebiet haben die beiden Arten damit ihre Ränge vertauscht, der Grünspechtbestand liegt aktuell um ca. 1/3 unter jenem des Grauspechts. Auffällig sind Lücken in den Teilbereichen Fugnitzwald, Umlauf und Einsiedler (s. Abbildung 18).

Gefährdung und Schutz: Aufgrund von fortschreitender Lebensraumzerstörung (Auwaldrodung, Umwandlung von Hochstammobstkulturen) und Intensivierung der Grünlandnutzung (Abnahme der Wiesenameisen wegen Überdüngung, Einsatz von Bioziden und häufiger Mahd) sind die Bestände des Grünspechts in weiten Teilen Mitteleuropas dramatisch zurückgegangen (HAVELKA & RUGE 1993, BAUER & BERTHOLD 1996). Dementsprechend gilt er europaweit als gefährdet (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Eine andere Beeinträchtigung wird durch die völlige Aufgabe der Wiesennutzung bedingt. Dichte und hochwüchsige

Vegetation vermindert die Durchsonnung in Bodennähe, zusätzlich steigt die Feuchtigkeit in bodennahen Bereichen. Im ungünstigeren Mikroklima werden die Temperaturen zum Ausreifen der Ameisenpuppen nicht mehr erreicht. Solche Bereiche werden von den Ameisen vollständig geräumt, der Grünspecht als Nahrungsspezialist verliert seine Lebensgrundlage (HAVELKA & RUGE 1993, MUSCHKETAT & RAQUÉ 1993).

Schwarzspecht (*Dryocopus martius*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Unser größter einheimischer Specht benötigt für die Anlage seiner Bruthöhlen dicke, hohe und astfreie Stämme mit freier Anflugmöglichkeit; bevorzugt werden dabei alte (80-100jährige) Buchen, seltener Kiefer, Tanne und Fichte (RUGE & BRETZENDORFER 1981, SCHERZINGER 1981). Als Nahrung dienen dem Schwarzspecht vorwiegend Ameisen und holzbewohnende Arthropoden (BAUER et al. 2005a). Im Winter ist die in rotfaulen Stämmen und Stubben von Nadelbäumen lebende Rossemeise *Camponotus gigantea* von herausragender Bedeutung (RUGE & BRETZENDORFER 1981). Eine Kombination dieser Faktoren trifft man in idealer Kombination in Mischwäldern mit stufigem Aufbau und Auflichtungen (SCHERZINGER 1981), wobei auch ein hoher Fragmentierungsgrad des Waldes toleriert wird. Die ökologische Bedeutung des Schwarzspechtes kann kaum hoch genug eingeschätzt werden, liefert er doch Höhlen für eine Vielzahl anderer oftmals gefährdeter Tierarten wie Rauhfußkauz, Hohltaube, Grün- und Grauspecht und Dohle (JOHANSSON 1993a, b) oder verschiedene Säuger wie Bilche, Fledermäuse und Marder (RUGE & BRETZENDORFER 1981).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Mit einem Bestand von 12-14 Revieren erreichte der Schwarzspecht im Jahr 2000 eine überdurchschnittlich hohe Siedlungsdichte von ca. 1 BP/km². Allerdings hatten 5-6 Reviere auch Anteile am NP Podyjí.

Unter Berücksichtigung der Randreviere kann man den aktuellen Bestand des Schwarzspechtes mit 9 (+1) Revieren innerhalb der Schutzgebietsgrenzen als konstant einstufen. Auffällig ist aber der Rückgang an Beobachtungen im Bereich zwischen Kirchenwald und Steirner Wand (s. Abbildung 19).

Gefährdung und Schutz: Die Entwicklung der Bestände ist in Österreich, wie im übrigen Mitteleuropa auch, nicht einheitlich, alles in allem aber durch die große Anpassungsfähigkeit der Art positiv zu bewerten (DVORAK et al. 1993, BAUER & BERTHOLD 1996). Das große Altholz- und Tothholzangebot im Nationalpark kommt dem Schwarzspecht zugute, die Situation

könnte sich langfristig in einigen Bereichen wie im Kirchenwald sogar noch positiv entwickeln.

Buntspecht (*Dendrocopos major*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Buntspecht ist die verbreitetste und häufigste Spechtart Europas (WINKLER et al. 1995). Er kommt in einer Vielzahl von Laub- und Nadelwaldgebieten, auch in landwirtschaftlichem Kulturland mit größeren Baumgruppen vor (BLUME & TIEFENBACH 1997). In seiner Nahrungswahl ist er äußerst vielseitig und variabler als andere Spechtarten: im Herbst und Winter werden v.a. holzbewohnende Käfer- und Schmetterlingslarven aus totem und absterbendem Holz gehackt, in der Brutsaison werden Insekten, Spinnen und Raupen von der Oberfläche abgelesen (BLUME & TIEFENBACH 1997). Der Totholzanteil ist für die Qualität von Buntspecht-Territorien von entscheidender Bedeutung (MICHALEK & WINKLER 1997).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Der Buntspecht erreicht eine Abundanz von 2,3 BP/10 ha \pm SE 0,5. Im mitteleuropäischen Vergleich handelt es sich damit, besonders bei Berücksichtigung der Größe des Gebietes, um eine ungewöhnlich hohe Dichte.

Im Jahr 2008 lag die Siedlungsdichte bei $0,4 \pm 0,07$ BP / 10 ha bei einem Variationskoeffizienten von ca. 17,5%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 0,3 und 0,6 BP / 10 ha. Nur 48 Registrierungen gingen in die Auswertung ein (aufgrund der jahreszeitlich relativ späten Erhebungstermine, s. Material und Methode), der AIC für das bestangepasste Modell (Uniform, Cosine, Werte bis zu einer Distanz von 250m) betrug 143,33. Damit kann der Bestand auf 35-50 BP geschätzt werden. Zur räumlichen Verteilung der Beobachtungen s. Abbildung 20.

Gefährdung und Schutz: Durch seine große Anpassungsfähigkeit hinsichtlich Lebensraum und Nahrungswahl ist der überregionale Bestand des Buntspechts als stabil einzuschätzen. Die deutlich geringeren Werte in der Monitoringuntersuchung sind vermutlich ausschließlich auf methodische Gründe zurückzuführen. Im Nationalpark Thayatal ist durch den großteils naturnahen Waldbestand sowie durch den hohen Totholzanteil überdurchschnittlich hoch.

Mittelspecht (*Dendrocopos medius*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung		NT	3

Verbreitung und Biologie: Der Mittelspecht ist ein Bewohner der Eichenwälder bzw. eichenreicher Mischwälder mit lückig stehendem Altholz und einem hohen Totholzanteil in der Kronenschicht. Typische Mittelspechthabitate sind Eiche-Hainbuchenwälder oder Harte Aue mit Stieleichen. (GLUTZ & BAUER 1980, BLUME & TIEFENBACH 1997). Durch die enge Bindung an die Eiche *Quercus* sp. ist seine Verbreitung in Österreich auf die pannonisch beeinflussten Gebiete Ostösterreichs beschränkt (DVORAK et al. 1993). Bei der Nahrungssuche ist der Mittelspecht auf das oberflächliche Absuchen grobborkiger Rinde spezialisiert. Er stochert in Ritzen und Spalten, selten liest er seine Beute von Ästen und Blättern ab. Holzbohrende Insekten wurden bisher nicht in seiner Nahrung nachgewiesen (BLUME & TIEFENBACH 1997). Im mittleren Kampthal im Waldviertel wurden in den Hangwäldern im unmittelbaren Flussbereich auf 13 km² 8 Reviere (0,6 Rev./km²) gezählt (DVORAK et al. 1997).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: In der Grundlagenstudie wurden ohne Unterstützung von Klangattrappen ca. 35 Reviere festgestellt. Die methodischen Probleme bei der Erfassung der Bestände des Mittelspechts (SÜDBECK & GALL 1993) ließen aber schon zu diesem Zeitpunkt die Vermutung zu, dass der tatsächliche Bestand um den Faktor 2-2,5 höher liegen könnte (POLLHEIMER 2001). Auf den südexponierten Hängen des NP Podyjí wurden weitere 15 Mittelspechtreviere festgestellt.

Die Einschätzung der Wirksamkeit einer Klangattrappe hat sich bei der Erhebung in den Jahren 2008 und 2009 bestätigt. Entsprechend eigener Erfahrungen und Auswertungsmethoden im Europaschutzgebiet (SPA) Leithagebirge wurde im Zuge der Zusammenfassung der Nachweise zu Papierrevieren ein Mindestabstand von 200 m zur Trennung benachbarter Reviere festgesetzt (vgl. DVORAK et al. 2007). Der nachgewiesene Bestand des Mittelspechts erwies sich mit 70 Revieren (plus 6 Randreviere) als ungefähr doppelt so hoch wie im Jahr 2000. Lokale Konzentrationen befanden sich im Fugnitzwald und zwischen Kajabach und Steinerne Wand (s. Abbildung 21).

Gefährdung und Schutz: Die Umwandlung von Eichen- Hainbuchenwäldern in Forste oder die Reduktion von Totholz beeinträchtigen den Mittelspecht stärker in seinem Beuteerwerb als etwa den Buntspecht (JENNI 1983). Zu berücksichtigen ist beim Umbau nicht standortgerechter Waldflächen der Verbleib von Eichen- und Hainbuchenüberhältern auf Schlagflächen. Diese spielen sowohl im Nahrungserwerb als auch für die Anlage der Nisthöhle eine entscheidende Rolle (GLUTZ & BAUER 1980, BLUME & TIEFENBACH 1997) und erlauben eine Besiedlung ansonsten ungünstiger Waldbestände.

Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung		NT	3

Verbreitung und Biologie: Der Weißrückenspecht besiedelt naturnahe oder urwaldartige Waldbestände mit hohem Altholzanteil, sterbenden und toten Stämmen und Moderholz. Er ist ein ausgesprochener "Totholzspezialist", sowohl was die Anlage seiner Brut- und Übernachtungshöhlen als auch den Nahrungserwerb betrifft. Er bevorzugt reine Laubwälder oder in Mischwäldern zumindest einen hohen Laubholzanteil. (RUGE & WEBER 1974, GLUTZ & BAUER 1980, SCHERZINGER 1982, WESOŁOWSKI 1995, BLUME & TIEFENBACH 1997). Aufgrund dieser speziellen Ansprüche an seinen Lebensraum ist der Weißrückenspecht in Mitteleuropa mit Ausnahme der Slowakei ein zerstreuter und seltener Brutvogel (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Selbst in Optimalhabitaten bleibt die Siedlungsdichte sehr gering. Bis auf wenige Ausnahmen (z.B. Ötscher - Dürrensteingebiet) sind seine Reviere ca. 100 ha groß, großflächige Dichten liegen zwischen 0,5 bis max. 1 Rev./km² (WESOŁOWSKI 1995). In Österreich ist er der seltenste Specht mit einem vorläufig geschätzten Bestand von 800-1.500 Revieren (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Durch die heimliche Lebensweise der Art gelangen aber immer wieder neue Nachweise bzw. werden höhere Bestände als vermutet bekannt.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Der Weißrückenspecht ist eine Art mit ausgeprägt unauffälligem Verhalten, der sich sogar oftmals scheu zurückzieht, bei ohnehin geringen Siedlungsdichten. Daher ist er in seinem Bestand äußerst schwierig zu erfassen. Das unauffällige Verhalten der Art und ihre großen Streifreviere machen direkte Nachweise überaus schwierig. Die erste konkrete Sichtbeobachtung im Nationalpark Thayatal gelang erst im Jahr 2008 (nach zahlreichen Trommel- und Rufnachweisen in den Jahren davor).

Im Jahr 2000 gelangen Nachweise, die 5-6 Revieren zugeordnet wurden. Zwei davon lagen "grenzüberschreitend" an den Ufern der Thaya.

Die etwas geringere Zahl an Nachweisen im Vergleich zur Grundlagenerhebung ist aufgrund der schwierigen Nachweisbarkeit der Art kein Anlass, einen tatsächlichen Bestandsrückgang

zu vermuten. Insgesamt wird das Vorkommen auf 5-7 Reviere geschätzt, da die Bereiche Bründlgraben und Fugnitzwald (s. Abbildung 22) vermutlich nach wie vor besiedelt sind.

Gefährdung und Schutz: Durch die hohe Spezialisierung ist der Weißrückenspecht gegenüber forstwirtschaftlichen Eingriffen sehr empfindlich. Vor allem die Verminderung von Altholz und die "pflegerische" Beseitigung von Totholz sowie verkürzte Umtriebszeiten berauben ihn seiner Nahrungsgrundlage. Diese Aspekte spielen im Thayatal keine Rolle, und so ist es nicht weiter erstaunlich, dass nach dem ersten Fund von Hackspuren 1992 (H.M. Berg, NHM Wien) im Zuge der Kartierungen definitiv ein Brutzeitvorkommen bestätigt werden konnte. Der überaus hohe Anteil an stehenden und liegendem Totholz stellt für die Art geradezu ideale Bedingungen dar, bei intensiverer Nachsuche wären noch durchaus einige neue Reviere zu erwarten. Hinweise durch Hackspuren im Bereich Kirchenwald bestehen bereits.

Kleinspecht (*Dendrocopos minor*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung		NT	

Der Kleinspecht ist eine Charakterart von Auwaldbeständen. Durch seine Bevorzugung von Weichhölzern (Pappeln, Weiden) und Bäumen mit rissiger Rinde (Eichen) ist er über weite Teile seiner Verbreitung eng an flussbegleitende Gehölze gebunden. Daneben besiedelt er auch Eichen-Hainbuchen-Wälder und von der Buche dominierte Bestände (SCHERZINGER 1982). Aufgrund ihrer heimlichen Lebensweise sind die Bestände dieser Art nur schwer - am besten mit Hilfe von Klangattrappen - zu erheben (FLADE 1994). In Österreich ist der Kleinspecht ein verbreiteter Brutvogel, tritt jedoch nur in geringer Dichte auf. Schwerpunkte seines Vorkommens bilden die östlichen und südlichen Landesteile (DVORAK et al. 1993).

Verbreitung und Siedlungsdichte: Wurde in der Erstuntersuchung auf die Verwendung von Klangattrappen aus Zeitgründen noch verzichtet, fanden sie in den Jahren 2008 und 2009 den gängigen Empfehlungen entsprechend (ANDRETZKE et al. 2005) Verwendung. Mit verbesserter Methode konnte eine etwas höhere Revierzahl ermittelt werden (18 vs. 16, plus 12,5%). Auffällig ist, dass es bei den Nachweisen zu recht deutlichen räumlichen Verschiebungen gekommen ist (s. Abbildung 23).

Die Siedlungsdichten beider Untersuchungen sind für eine Großflächenuntersuchung überdurchschnittlich, bessere sind aus Österreich nur aus optimalen geeigneten Streuobstwiesen Vorarlbergs bekannt (KILZER & BLUM 1991).

Gefährdung: Wie alle anderen Spechte findet die Art im Nationalpark Thayatal günstige Bedingungen vor, die flussnahen Galeriewälder und der generell hohe Anteil von Totholz sind dafür ausschlaggebende Faktoren. Lokal zeichnet sich keine Gefährdung des Kleinspechts ab.

Feldlerche (*Alauda arvensis*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3		

Verbreitung und Biologie: Die Feldlerche besiedelt offene Gebiete mit weitgehend freiem Horizont, wobei trockene bis wechselfeuchte Wiesen bevorzugt werden. Im Agrarland werden auch Getreide-, Mais- und Hackfruchtfelder genutzt (GLUTZ & BAUER 1985, BAUER ET AL. 2005b). Zur Nestanlage und Jungenaufzucht sind Flächen mit ausgeprägtem Bodenrelief und teilweise lückiger Vegetation Voraussetzung. Die Nahrungsaufnahme der adulten Tiere findet hauptsächlich auf kurzgrasigen Wiesen und vegetationsarmen bzw. –freien Bereichen statt. In Österreich liegt das Verbreitungsgebiet der Feldlerche v.a. in den nördlichen und östlichen Landesteilen sowie in Tal- und Beckenlandschaften der Alpen (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Die Feldlerche ist ein häufiger Brutvogel der Felder zwischen Hardegg und Merkersdorf. Als typische Art der offenen Kulturlandschaft kommt sie im Nationalpark selbst nicht vor, kann aber bei der Punkttaxierung in der Nähe des Waldrandes aufgrund ihrer weittragenden Singflüge vernommen werden.

Auch 2008 wurden 2 knapp außerhalb des Nationalparks singende Lerchen festgestellt.

Gefährdung und Schutz: Die Feldlerche bevorzugt kleinparzelliges Ackerland mit Rainen und Brachen bei insgesamt hoher Vielfalt der Kulturen. Damit ist sie von vielen Maßnahmen der modernen Landwirtschaft direkt betroffen. Flurbereinigungen, Düngung und Biozideinsatz, geringer Anteil an Brachen, Forcierung von Wintergetreide und der Einsatz von schweren Geräten haben überregional zu schweren Verlusten geführt. Ein Erhalt der Art ist wie bei den meisten Kulturlandarten nur durch schonende oder extensive Landwirtschaft langfristig garantiert.

Baumpieper (*Anthus trivialis*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Das Vorkommen des Baumpiepers erstreckt sich in Österreich auf nahezu alle Gebiete, die offene und halboffene Landschaften mit unterschiedlich dichter Bodenvegetation (Neststandort und Nahrungssuche) bieten. Er benötigt hohe Sträucher und Bäume als Singwarten. Typische Lebensräume sind Waldränder, Lichtungen und Kahlschläge. Die Nahrung dieser Pieperart setzt sich vor allem aus Insekten, deren Larven und anderen kleinen Evertebraten zusammen (LOSKE 1987, BAUER ET AL. 2005b). In den Alpen brütet er von den Tälern bis zur Baumgrenze mit einem Schwerpunkt in der Montanstufe. In der Agrarlandschaft Ostösterreichs ist er auf die Reste natürlicher Vegetation, wie Böschungen, kleine Wiesen und Gräben, angewiesen (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Der Bestand des Baumpiepers liegt bei 13-14 Brutpaaren. Diese verteilen sich sowohl auf die Waldränder an den großen Mähwiesen als auch auf lichten Wald mit Blößen oder Blockhalden, große Schlagflächen und auch auf die an das umliegende Kulturland grenzenden Waldrandbereiche. Als typische Art der Lichtungen und Waldränder ist der Bestand im Nationalpark Thayatal erwartungsgemäß niedrig.

Gefährdung und Schutz: Noch ist der Baumpieper in keiner Gefährdungskategorie genannt, doch verzeichnete er in den letzten Jahren im Kulturland teils starke Rückgänge (DVORAK & TEUFELBAUER 2000). So waren im Jahr 2001 die Wienerwald-Wiesen im Stadtgebiet Wiens beinahe zur Gänze unbesetzt (eigene Beob.). Im Nationalpark Thayatal ist bei einer Beurteilung des Erhaltungszustandes der Art die jeweilige Lage der Reviere zu berücksichtigen. An Wiesen und Lichtungen im Inneren des Schutzgebietes ist ein stabiler Bestand zu erwarten. Reviere am äußeren Rand, die zum Teil landwirtschaftliche Flächen des Umfeldes beinhalten, haben eine unsicherere Prognose. Nur die Stärkung extensiver Landwirtschaft sichert die Erhaltung vieler Arten des Kulturlandes wie z.B. die des Baumpiepers.

Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Die Gebirgsstelze brütet an schnell fließenden Bächen und kleinen Flüssen, wobei sie Gewässerabschnitte mit schattigen, geröllreichen Bereichen und zumindest teilweise auch mit Steilwänden und Bewaldung deutlich bevorzugt. Vorkommen und Siedlungsdichte werden zwar auch von der Wasserqualität beeinflusst, doch spielen Fließgeschwindigkeit und Höhenlage der Gewässer eine wichtigere Rolle. Zur Nestanlage werden vertikale Strukturen mit höhlenartigen Vertiefungen benötigt (MARTI & BREITENMOSER-WÜRSTEN 1991). Da sich die Ansprüche der Gebirgsstelze im wesentlichen mit jenen der Wasseramsel decken, kommen beide Arten oft gemeinsam vor. Durch ihre geringere ökologische Spezialisierung ist jedoch die Stelze zahlenmäßig häufiger.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Entlang von Fugnitz, Kajabach und Thaya wurden 38-40 Reviere der Gebirgsstelze festgestellt. Dies ergibt eine mittlere Siedlungsdichte von ca. 1,15 BP/km. An der Thaya (ca. 24 Flusskilometer) wurde dabei eine Dichte von 1,33 BP/km erreicht, ein Wert, der an die höchsten in Österreich von 1,4 BP/km heranreicht (KILZER & BLUM 1991, DVORAK et al. 1993).

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. Vor allem im Hügel- und Bergland weit verbreitet und häufig. Im Nationalpark Thayatal in überdurchschnittlich hoher Dichte.

Wasseramsel (*Cinclus cinclus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Als einzige tauchende Singvogelart der heimischen Avifauna besiedelt die Wasseramsel klare, wenig verschmutzte Fließgewässer mit permanenter Wasserführung. Oberläufe von Flüssen und kleinere Bäche werden wegen der stärkeren Strömung und dem seichten Wasser deutlich bevorzugt. Ihre Nahrung sucht die Wasseramsel unter Wasser. Sie ernährt sich von aquatischen Wirbellosen und deren Larven, von besonderer Bedeutung sind Nymphen und Larven von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen. Im Herbst und Winter werden auch kleine Fische erbeutet. Die Nester werden in Felsspalten oder zwischen Felsblöcken gebaut, ebenso werden menschliche Bauwerke wie Brücken oder Wehre genutzt (BAUER ET AL. 2005b). Die österreichische Verbreitung der Wasseramsel zeigt zwei Schwerpunkte: den Alpenbogen und die Fließgewässer des Mühl- und Waldviertels (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: In den Jahren 2000 und 2001 zeigte die Wasseramsel stark schwankende Bestände. War sie im ersten Jahr der Untersuchung nur mit 2 Brutpaaren vertreten, waren im folgenden Jahr 6 Reviere an der Thaya besetzt. Selbst damit werden nur weit unterdurchschnittliche Dichten (0,25 BP/km an der Thaya) erreicht, vermutlich ein Resultat des Flusskraftwerkes in Vranov und die damit verbundenen Auswirkungen auf den Makrozoobenthos.

Im Jahr 2008 wurden ohne spezifische Erhebungen 2 BP nachgewiesen. Der Gesamtbestand wird auf max. 5 BP geschätzt.

Gefährdung und Schutz: Im Thayatal ist vermutlich eine andere Ursache für den vergleichsweise geringen Brutbestand verantwortlich. Betrachtet man den hohen Bestand der Gebirgsstelze, die zweite Art rasch fließender Gewässer, scheint die Morphologie von Fluss und Uferbereichen den Anforderungen beider Arten zu entsprechen. Unterschiede gibt es aber im Bereich des Nahrungserwerbs: während die Gebirgsstelze v.a. Fluginsekten oberhalb der Wasserfläche erbeutet, geht die Wasseramsel der Nahrungssuche unter Wasser

nach. Das Nahrungsangebot während der Brutzeit dürfte keine dichtere Besiedlung zulassen. Die Ursache dafür ist im Schwallbetrieb des Kraftwerks in Vranov zu suchen (SPINDLER 2000).

Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Ein breites Spektrum an Habitaten wird vom Zaunkönig besiedelt: Wälder, Parks, Gärten und auch offenes Kulturland dienen ihm bei einem entsprechenden Angebot an Schlupfwinkeln (Büsche, Hecken, Dickicht) als Lebensraum. Bevorzugt werden unterholzreiche und feuchte Laub- und Mischwaldbestände. Besonders in der Nähe von Gewässern ist der Zaunkönig häufig anzutreffen. Das Nest wird in Höhlen oder Nischen vom Boden an aufwärts angelegt (BAUER ET AL. 2005a, DVORAK et al. 1993). Das Verbreitungsgebiet des Zaunkönigs in Österreich umfasst mit wenigen Ausnahmen (alpine Felsregion, trockene und baumarme Agrarlandschaften) alle Großlebensräume. Brutvorkommen sind vom Flachland bis in die subalpine Krummholzzone regelmäßig nachgewiesen (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Der Zaunkönig erreichte im Jahr 2000 eine Dichte von ca. 1,5 BP/10 ha (\pm SE 0,5). Dieser Wert lag deutlich unter den Maxima in der montanen und collinen Höhenstufe Österreichs mit bis zu 6,4 BP/10 ha (DVORAK et al. 1993). Vergleichbare Werte wurden aber auch in produktiven Lebensräumen Ostösterreichs festgestellt.

Im Jahr 2008 lag der Bestand bei 55-65 BP (s. Abbildung 24), das ergibt eine Siedlungsdichte von 0,45 BP / 10 ha. Auch unter Berücksichtigung der großen Schwankungsbreite in den Angaben der Grundlagenerhebung ist eine deutliche Abnahme zu verzeichnen.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet, doch weist das Monitoring österreichischer Brutvögel die Bestände des Zaunkönigs mit -17% als rückläufig aus (TEUFELBAUER 2010).

Heckenbraunelle (*Prunella modularis*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Halbdunkle Gehölzdickichte sind der Lebensraum der Heckenbraunelle: Schlagflächen, Fichtenjungwuchs, Auwälder sowie über der Waldgrenze Latschen- und Grünerlengebüsche werden bevorzugt besiedelt (BAUER ET AL. 2005a, DVORAK et al. 1993). Die Nester werden in niedriger Gebüschvegetation (0,3 - 1,5 m) angelegt (FLADE 1994). Für Österreich scheint bemerkenswert, dass die Heckenbraunelle in den Alpentälern v.a. Fichten-Schonungen besiedelt, in Ostösterreich dagegen Auwälder (CZIKELI 1983).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Dichtes Weidengebüsch und Fichtendickungen oder –stangenholz waren im Jahr 2000 besiedelt. 31 Reviere wurden registriert, bei dem bekannten Verteilungsmuster der Art ist noch mit einigen verstreuten Brutpaaren zu rechnen. Der Bestand im Nationalpark wurde auf ca. 35-40 BP geschätzt.

Im Jahr 2008 wurden nur 5-7 Reviere festgestellt (s. Abbildung 25). Einerseits ist dies durch den Rückgang an Nadelholzdickungen zu erklären, andererseits durch fehlende Transektzählungen entlang der Fließgewässer. Außerdem ist der überregionale Trend deutlich negativ (s.u.).

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet, doch sind seit 1998 die Bestände in Österreich um ca. 40% zurückgegangen (TEUFELBAUER 2010). Mit der künftigen Reduktion der Fichtendickungen dürfte die Heckenbraunelle im Nationalpark etwas an Boden verlieren.

Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Obwohl ursprünglich ein Teilzieher, ist das Rotkehlchen ganzjährig in Mitteleuropa anwesend, wobei die Überwinterer wenigstens zum Teil Brutvögel nördlicher Regionen sind. Die Art stellt eher geringe Ansprüche an seinen Lebensraum; fast alle bewaldeten Landschaften vom Tiefland bis an die Waldgrenze werden besiedelt. Unterholzreiche Wälder in der Nähe von Gewässern weisen im allgemeinen besonders große Abundanzen auf. Doch auch der menschliche Siedlungsraum wird genutzt, allerdings in wesentlich geringerem Ausmaß als dies etwa aus Westeuropa bekannt ist (GLUTZ & BAUER 1988). In Österreich ist das Rotkehlchen ein verbreiteter Brutvogel bewaldeter Gebiete; nur in baumarmen bzw. ackerbaulich intensivst genutzten Regionen fehlt es lokal (DVORAK et al. 1993). In natürlichen Auwäldern ist das Rotkehlchen mitunter die häufigste Vogelart (vgl. WINDING & STEINER 1988).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: 8,7 BP/10 ha (\pm SE 1,4). Höhere Abundanzen wurden in Österreich nur noch in kleinflächigeren Untersuchungen ermittelt (DVORAK et al. 1993). Der Nationalpark Thayatal bietet durch Struktureichtum auch bei teilweise schütterer Strauchschicht in den meisten Teilflächen beinahe durchgehend optimale Bedingungen für die Art.

Im Jahr 2008 lag die Siedlungsdichte ebenfalls bei $5,6 \pm 0,75$ BP / 10 ha bei einem Variationskoeffizienten von 13,4%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 4,3 und 7,3 BP / 10 ha. Insgesamt 126 Registrierungen gingen in die Auswertung ein, der AIC für das bestangepasste Modell (Half-normal, Cosine, Werte bis zu einer Distanz von 180 m) betrug 202,22. Damit kann der Bestand auf 540-690 BP geschätzt werden. Der Rückgang der berechneten Siedlungsdichte geht mit einer verbesserten Genauigkeit des Modells zur Errechnung der Entdeckungswahrscheinlichkeit einher. Ein leichter Rückgang kann aber tatsächlich stattgefunden haben, allerdings kaum in einem Ausmaß von ca. 3 BP / 10 ha. Zur räumlichen Verteilung der Beobachtungen s. Abbildung 26.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. Der österreichische Bestand erweist sich seit 1998 als stabil (DVORAK & TEUFELBAUER 2000, TEUFELBAUER 2010).

Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 2	NT	3

Verbreitung und Biologie: Ursprünglich war der Gartenrotschwanz ein Bewohner aufgelockerter Wälder mit älteren Bäumen und reichlich Totholz. Heutzutage besiedelt er sekundär die halboffene Kulturlandschaft und den menschlichen Siedlungsraum (Glutz & Bauer 1988). In Kleingärten und parkartigen Streuobstwiesen liegt der aktuelle Verbreitungsschwerpunkt der Art in Mitteleuropa (FLADE 1994, WICHMANN et al. 2009). Im Nationalpark bewohnt der Gartenrotschwanz den primären Lebensraum der Art, nämlich lichte, parkartige Wälder. Sein Nest baut der Gartenrotschwanz in Nischen und Halbhöhlen, die Nahrungssuche findet hauptsächlich am Boden und in der Krautschicht statt.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: In den lichten und altholzreichen Eichenbeständen des Nationalparks wurden im Jahr 2000 20 BP festgestellt. Zusätzlich bestanden noch 4 Randreviere an den sonnexponierten Hangwäldern auf tschechischer Seite.

Im Jahr 2008 wurden 9 BP plus 5 Randreviere festgestellt (s. Abbildung 27), ein Rückgang um ca. 50%. Im österreichischen Brutvogelmonitoring zeigt sich allerdings in den letzten fünf Jahren wieder eine leichte Erholung (TEUFELBAUER 2010).

Gefährdung und Schutz: Seit 1998 sind die Bestände der Art in Österreich relativ konstant, nachdem es in den 1960ern und 1970ern zu teils drastischen Einbrüchen gekommen ist (BAUER et al. 2005b, TEUFELBAUER 2010).

Amsel (*Turdus merula*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: In Mitteleuropa ist die Amsel eine der häufigsten und fast allgegenwärtigen Brutvogelarten. In Bezug auf ihre Lebensraumwahl ist sie außerordentlich anpassungsfähig. Ursprünglich bevorzugte die Amsel unterholzreiche, feuchte Wälder, z.B. im Einzugsbereich großer Fließgewässer, heute ist sie in nahezu allen Waldtypen und überall im menschlichen Siedlungsraum anzutreffen. In innerstädtischen Parkanlagen ist die Amsel oft der häufigste Vogel und erreicht hier Siedlungsdichten, die in natürlichen Lebensräumen nur selten anzutreffen sind (vgl. LANDMANN 1987). In Österreich ist diese Drossel überall unter der Waldgrenze ein verbreiteter Brutvogel.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 lag die Siedlungsdichte bei 6,4 BP/10 ha (\pm SE 1,2). Die höchsten Dichten erreicht die Amsel in anthropogenen Lebensräumen wie Friedhöfen, Gärten und Parks, in naturnahen Laubwäldern liegen die Werte zwischen 4 und 8 BP/10 ha. Die großflächige Dichte der Art im NP Thayatal zählte damit in Österreich zu den höheren Werten im ursprünglichen Lebensraum Wald.

Im Jahr 2008 lag die Siedlungsdichte ebenfalls bei $1,6 \pm 0,2$ BP / 10 ha bei einem Variationskoeffizienten von ca. 14,5%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 1,2 und 2,1 BP / 10 ha. Insgesamt 134 Registrierungen gingen in die Auswertung ein, der AIC für das bestangepasste Modell (Uniform, Cosine, Werte bis zu einer Distanz von 200m, 6 Intervalle) betrug 452,34. Damit kann der Bestand auf 155-200 BP geschätzt werden. Ein deutlicher Rückgang (minus 2/3) zeichnet sich bei der Amsel ab, obwohl seit 1998 die Bestände in Österreich nur um ca. 7% abgenommen haben (TEUFELBAUER 2010). Möglicherweise hat sich regional das "Amselsterben" zu Beginn des Jahrzehnts überdurchschnittlich deutlich bemerkbar gemacht. Zur räumlichen Verteilung der Beobachtungen s. Abbildung 28.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. Weit verbreitet und zum Teil immer noch sehr häufig. Die Ursachen des lokalen Rückgangs sind unklar.

Singdrossel (*Turdus philomelos*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Die Singdrossel bevorzugt unterholzreiche, schattige und meist feuchte Wälder als Lebensraum. Dabei besiedelt sie nadelholzdominierte Wälder in höheren Dichten als Laubwälder (BAUER ET AL. 2005b, DVORAK et al. 1993). Ihre Nahrung besteht v.a. aus Regenwürmern, Larven und Imagines von Käfern und Schmetterlingen, sowie aus Schnecken, Beeren und Früchten. Zur Nahrungssuche hält sich die Singdrossel meist in geschlossenen Wäldern auf und verlässt diese bei weitem seltener als z.B. die Amsel (BAUER ET AL. 2005b). In Österreich ist die Singdrossel ein weit verbreiteter und häufiger Brutvogel v.a. der Montan- und Subalpinstufe; in offeneren Landschaften oder in Laubwäldern der Niederungen kommt sie in geringerer Siedlungsdichte vor (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 lag die Siedlungsdichte bei 3,1 BP/10 ha (\pm SE 0,5). Obwohl die Bestände der Singdrossel (Gesangsmaximum deutlich vor Sonnenaufgang und dann nur wenige Minuten lang) mit den herkömmlichen Kartierungsmethoden oft unterschätzt werden (TOMIALOJC & LONTOWSKI 1989, LAIR & OBERWALDER 1997), ist die ermittelte Abundanz in Bezug auf die Flächengröße hoch. Wie in den meisten laubholzdominierten Wäldern des Flachlandes ist auch im NP Thayatal die Singdrossel in geringerer Dichte vorhanden als die Amsel (DVORAK et al. 1993).

Im Jahr 2008 (s. Abbildung 29) lag die Siedlungsdichte ebenfalls bei $3,1 \pm 0,33$ BP / 10 ha bei einem Variationskoeffizienten von ca. 11%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 2,5 und 3,8 BP / 10 ha. Insgesamt 147 Registrierungen gingen in die Auswertung ein, der AIC für das bestangepasste Modell (Half-normal, Cosine, Werte bis zu einer Distanz von 250m) betrug 497,4. Damit kann der Bestand auf 305-375 BP geschätzt werden.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. Die Bestände in Österreich erwiesen sich in den letzten Jahren als konstant (TEUFELBAUER 2010). Da die Singdrossel ihre Nahrung vor allem im Wald sucht, und nicht wie Wacholderdrossel und Misteldrossel umliegende Freiflä-

chen aufsucht, ist zumindest in der Brutzeit ihre Empfindlichkeit gegenüber Einflüssen aus der Landwirtschaft gering.

Misteldrossel (*Turdus viscivorus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Die Misteldrossel ist ein Charaktervogel abwechslungsreicher Waldlandschaften, die eine Vielzahl an Grenzlinien aufweisen. Lichte und hochstämmige Wälder werden dabei bevorzugt. Im unterholzfreien Kiefernwald zählt sie zu den dominierenden Arten (GLUTZ & BAUER 1988). Die Nahrungssuche erfolgt auf Wiesen, Hauptbeute sind wie bei der vorangegangenen Art Regenwürmer (BAUER ET AL. 2005b). Ab dem Sommer werden vermehrt Beeren und Früchte verzehrt. In Österreich bevorzugt die Misteldrossel Nadel- und Mischwaldgesellschaften des Hügel- und Berglandes, in der Subalpinstufe ist sie bisweilen die häufigste Drossel und erreicht hier auch vergleichsweise hohe Dichten (DVO-RAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Untersuchungsgebiet war die Misteldrossel im Jahr 2000 mit ca. 20 BP (1,5 BP/km²) vertreten. Der relativ kleine Bestand der Art ist durch das Angebot an Nadelbäumen in der Nähe von Freiflächen mit niedriger Vegetation limitiert.

Im Jahr 2008 wurden 18-20 Reviere festgestellt, der Bestand kann als stabil eingestuft werden (s. Abbildung 30).

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. Die Ergebnisse des österreichischen Brutvogelmonitorings zeigen aber in den letzten Jahren deutliche Bestandsrückgänge um rund ein Drittel (DVORAK & TEUFELBAUER 2000). Im Untersuchungsgebiet profitiert die Misteldrossel vermutlich durch die forstliche Förderung von Nadelhölzern bis zur Eröffnung des Nationalparks. Da reine Laubwälder in geringeren Dichten besiedelt werden, ist nach Abschluss der waldbaulichen Umwandlungen im Rahmen des Managementplans mit leichten Rückgängen zu rechnen. Zudem spielt das landwirtschaftlich genutzte Umland eine wichtige Rolle, da ein wesentlicher Teil des Nahrungserwerbs sicher auf den Wiesen und Feldern außerhalb des Schutzgebiets stattfindet.

Schlagschwirl (*Locustella fluviatilis*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Schlagschwirl ist im östlichen und eingeschränkt auch im nördlichen Österreich ein verbreiteter Brutvogel, der in diesem Bereich an seine westliche Arealgrenze stößt. Er ist ein charakteristischer Vogel der Auwälder (ZUNA-KRATKY et al. 2000), und zwar im Übergangsbereich zwischen dem geschlossenen Wald und Offenbereichen. So besiedelt er Lichtungen, Wiesen, Schlagflächen und Altarme. Voraussetzung dafür ist eine mehrstufig aufgebaute Vegetation aus einer dichten Krautschicht (Hochstauden, Schilf) und einer mehrere Meter hohen Strauchschicht. Daneben besiedelt er ähnlich strukturierte Bereiche außerhalb der Auen, wie Schlagflächen und junge Fichtenschonungen, oder mit Weidengebüsch durchsetzte Uferzonen stehender Gewässer (BAUER ET AL. 2005b, DVO-RAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: 15 BP (1,13 BP/km²) wurden im Jahr 2000 festgestellt. Der Schlagschwirl ist in seinem Vorkommen im Untersuchungsgebiet hauptsächlich an lineare und kleinräumige Habitate gebunden. Bevorzugt besiedelt er Röhrichtbereiche an der Thaya, die von Schilf *Phragmites australis*, Wasserschwaden *Glyceria maxima* und verschiedenen Grossseggen *Carex* sp. gebildet werden. Ein Drittel der Reviere liegt auf Schlagflächen mit fortgeschrittener Sukzession. Hier prägen langgrasige Bereiche mit kleinen Büschen und Brombeer – Dickichten den Lebensraum des Schlagschwirls.

Ohne Transektzählung entlang der Thaya wurden 2008 nur 3 Reviere der Art bestätigt. Auf Schlagflächen konnten keine Nachweise mehr erbracht werden. Dies ist möglicherweise eine Folge der Sukzession.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. In Optimalhabitaten in Ostösterreich ist der Schlagschwirl eine der häufigsten Brutvogelarten (ZUNA-KRATKY et al. 2000). Der kleine Bestand im Nationalpark Thayatal entlang des Hauptflusses findet ein dauerhaft stabiles Habitat.

Dorngrasmücke (*Sylvia communis*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Die Dorngrasmücke ist ein Charaktervogel der offenen bis halboffenen Landschaft, wo sie ihre Nester in niedrigen Dornsträuchern, in Staudenvegetation oder Einzelbüschen anlegt. Sie bevorzugt wärmere und trockene Gebüsch- und Heckenlandschaften (BEZZEL 1993). Seit dem Ende der 1960er Jahre mussten in Mitteleuropa massive Bestandseinbrüche bis zu 70 % registriert werden (BERTHOLD 1973, BAUER & BERTHOLD 1996). Die Ursachen dafür waren neben ausgeprägten Dürreperioden im Überwinterungsgebiet (Sahelzone) auch enormer Habitatverlust in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft durch Intensivierung der Landwirtschaft und Flurbereinigung (Verlust von Feldgehölzen und Hecken). In Österreich ist die Dorngrasmücke außerhalb des Alpenraumes ein verbreiteter Brutvogel, doch sind auch in unserem Bundesgebiet Bestandsrückgänge zu verzeichnen (z.B. Vorarlberg - KILZER & BLUM 1991).

Lebensraum und Siedlungsdichte: In stark verbuschten Hochstaudenflächen oder Wiesen und Grünbrachen mit Einzelbüschen wurden im Jahr 2000 insgesamt 5 BP (0,38 BP/km²) der Dorngrasmücke gefunden. Der Maximalbestand wird auf bis zu 10 BP im gesamten Gebiet geschätzt.

Im Jahr 2008 wurde nur auf einer Schlagfläche ein warnendes Individuum nachgewiesen. In Folge der Sukzession werden viele Schläge (Managementflächen) nicht mehr für die Art nutzbar.

Gefährdung und Schutz: Nach den oben erwähnten Rückgängen scheinen sich die Bestände der Dorngrasmücke in den letzten Jahren in Österreich wieder zu erholen (DVORAK & TEUFELBAUER 2000). Im pannonisch beeinflussten Osten von Österreich zählt sie zu den Charakterarten der hecken- und gebüschreichen Agrarlandschaft (POLLHEIMER et al. 2001). Die Dorngrasmücke besiedelt im Nationalpark zwei Lebensräume, die in ihrer Beständigkeit unterschiedlich zu beurteilen sind. Verbuschte Schlagflächen von entsprechender Größe sind bei starker Durchsonnung dicht besetzt, doch werden diese Bereiche mittelfristig der

Sukzession entsprechend verschwinden. Die Wiesen mit Büschen oder Einzelbäumen sind in ihrem Fortbestand gesichert, mit der Reduktion der Reitgras-Brachen sollte auch das Nahrungsangebot für insektivore Vogelarten steigen.

Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Als Kurzstreckenzieher überwintert die Mönchsgrasmücke im Mittelmeergebiet; die ersten Brutvögel treffen bereits Ende März in ihren Revieren ein, der Wegzug beginnt Ende August. Hinsichtlich der Wahl des Lebensraums ist die Mönchsgrasmücke sehr flexibel. Einzige Anforderung ist, dass zumindest kleinflächig eine Strauch- und Krautschicht vorhanden ist. So werden etwa nicht nur Wälder verschiedensten Typs, sondern auch Parks und Gärten, größere Feldgehölze und Hecken besiedelt. In den Alpen dringt sie vereinzelt auch bis an die Waldgrenze in die von Einzelbäumen durchsetzte Krummholzzone vor (BAUER ET AL. 2005B, BAUER & BERTHOLD 1996). Als wenig anspruchsvolle Art ist die Mönchsgrasmücke in den verschiedensten Lebensräumen weit verbreitet und eine der drei weitest verbreiteten Vogelarten in Österreich (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 lag die Siedlungsdichte bei 13,4 BP/ 10 ha (\pm SE 1,5). Für eine Großflächenuntersuchung erreichte die Mönchsgrasmücke sehr hohe Dichten, die in naturnahen Lebensräumen nur von produktiven Auwäldern Ostösterreichs übertroffen werden. Allerdings beziehen sich die meisten Erhebungen auf wesentlich kleinere Flächen.

Im Jahr 2008 lag die Siedlungsdichte bei $7,4 \pm 0,7$ BP / 10 ha bei einem Variationskoeffizienten von ca. 9,3%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 6,1 und 8,8 BP / 10 ha. Insgesamt 169 Registrierungen gingen in die Auswertung ein, der AIC für das bestangepasste Modell (Half-normal, Cosine, Werte bis zu einer Distanz von 280m) betrug 1622,6. Damit kann der Bestand auf 740-890 BP geschätzt werden. Zur räumlichen verteilung der Beobachtungen s. Abbildung 31.

Obwohl die Mönchsgrasmücke immer noch eine hohe Siedlungsdichte erreicht, muss eine Abnahme um ca. die Hälfte angenommen werden. Im Zeitraum von 1998 bis 2009 verlor die Population in Österreich "nur" rund 10% (vgl. Zilpzalp, TEUFELBAUER 2010).

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. Zeigte in den ersten Jahren des Brutvogelmonitorings in Österreich sogar leicht positive Tendenz (DVORAK & TEUFELBAUER 2000).

Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 2		

Verbreitung und Biologie: Der Waldlaubsänger besiedelt geschlossene Hoch- oder Niederwälder mit fehlender oder sehr schwach ausgeprägter Strauchschicht. Die Art bevorzugt Naturwälder und naturnahe Wirtschaftswälder, wichtige Habitatrequisiten sind kleine bewachsene Bodensenken und eine größere Anzahl jüngerer Bäume. Selten werden auch trockene Kiefern- oder Fichtenwälder, die eine untere Baumschicht aus Laubhölzern aufweisen, besiedelt (ASCHENBRENNER 1966, GLUTZ & BAUER 1991). In Österreich ist der Waldlaubsänger eine Charakterart der Buchenwälder und buchenreichen Mischwälder. In den meisten Gebieten kommt er aber nur in geringer Dichte vor (DVORAK et al. 1993). Zum Teil dürften auch Erhebungslücken für das momentan bekannte Verbreitungsbild mitverantwortlich sein.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurde eine Siedlungsdichte von 7,1 BP/10 ha (\pm SE 1,2) berechnet. Der Waldlaubsänger erreicht im NP Thayatal sehr hohe Dichtewerte im mitteleuropäischen Vergleich (vgl. DVORAK et al. 1993, FLADE 1994). Nur wenige kleinflächige Erhebungen brachten ähnliche oder etwas höhere Abundanzen. Die Ursache für die hohe Siedlungsdichte der Art ist in den ausgedehnten Buchen- und Eichen-Hainbuchenwäldern mit schwacher oder fehlender Strauchschicht im Nationalpark zu suchen. Dieser Waldtyp entspricht dem idealen Lebensraum des Waldlaubsängers.

Im Jahr 2008 lag die Siedlungsdichte bei $6,7 \pm 0,5$ BP / 10 ha bei einem Variationskoeffizienten von ca. 8,4%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 5,6 und 7,9 BP / 10 ha. Insgesamt 164 Registrierungen gingen in die Auswertung ein, der AIC für das bestangepasste Modell (Uniform, Cosine) betrug 466,85. Damit kann der Bestand auf 680-790 BP geschätzt werden. Trotz eines Rückganges von ca. 50% in Österreich seit 1998 (TEUFELBAUER 2010) blieb der Bestand im Nationalpark Thayatal konstant (vgl. Zilpzalp). Punktuell kommt es zu beachtlichen Konzentrationen (z.B. 7 singende Männchen auf 400 m Weg, s. Abbildung 32).

Gefährdung und Schutz: Von allen Laubsängerarten, die in ausreichender Zahl erfasst wurden, zeigt der Waldlaubsänger im Monitoring österreichischer Brutvögel die stärksten Abnahmen (TEUFELBAUER 2010). Umso bemerkenswerter ist die flächige Verbreitung der Art im Nationalpark und eine überdurchschnittlich hohe Siedlungsdichte auf großer Fläche.

Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Zilpzalp teilt einen Teil seiner Vorkommensgebiete mit der Zwillingart, dem Fitis, doch meidet er im Gegensatz zu diesem halboffene Lebensräume (UTSCHIK 1978). Unter den mitteleuropäischen Laubsängern ist er in Bezug auf seine Habitatansprüche die vielseitigste Art, er besiedelt fast alle Waldgesellschaften und vereinzelt auch die Latschen- und Zwergstrauchzone in den Alpen (DVORAK et al. 1993). Die höchsten Dichten werden dabei in parkartigen Habitaten und in den Auwäldern des Tieflandes erreicht. In Österreich zählt der Zilpzalp zu den häufigsten und am weitesten verbreiteten Vogelarten.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurde eine Siedlungsdichte von 6,2 BP/ 10 ha (\pm SE 1,2) erreicht. Mit dieser Abundanz ist der Zilpzalp zwar nicht so häufig wie der Waldlaubsänger, für ein Untersuchungsgebiet von der Größe des NP Thayatal liegt der Wert aber deutlich über dem mitteleuropäischen Schnitt (BAUER ET AL. 2005b). Mit einer Punktfrequenz von über 85% gehört er zudem zu den weitest verbreiteten Arten im Rahmen dieser Erhebung.

Im Jahr 2008 (s. Abbildung 33) lag die Siedlungsdichte bei $3,3 \pm 0,5$ BP / 10 ha bei einem Variationskoeffizienten von ca. 13,6%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 2,5 und 4,3 BP / 10 ha. Insgesamt 101 Registrierungen gingen in die Auswertung ein, der AIC für das bestangepasste Modell (Half-normal, Cosine) betrug 986,60. Damit kann der Bestand auf ca. 310-420 BP geschätzt werden. Im Vergleich zur Grundlagenerhebung ist ein deutlicher Rückgang festzustellen, der mit einer Abnahme in Österreich seit 1998 um rund ein Viertel einhergeht (TEUFELBAUER 2010). Dennoch liegt die Veränderung im Nationalpark - aus ungeklärten Gründen - noch über diesem Trend.

Gefährdung und Schutz: Der Zilpzalp wird ob seiner Plastizität in der Habitatwahl generell als ungefährdet eingestuft. Als Kurzstreckenzieher mit steigender Tendenz in Mitteleuropa zu überwintern drohen ihm weder am kurzen Zugweg noch in den Überwinterungsquartie-

ren besondere Gefahren. Und dennoch zeigen die Ergebnisse des Österreichischen Brutvogelmonitorings drastische Rückgänge der Art in unserem Land (TEUFELBAUER 2010). Die Ursachen dafür bleiben vorerst unklar.

Fitis (*Phylloscopus trochilus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Lebensraum des Fitis umfasst neben lichten Wäldern mit dichter Strauch- und Krautschicht auch halboffene Landschaften mit hohem Gebüsch. Er gilt als Charakterart früher Waldsukzessionsstadien, besiedelt daneben aber auch verbuschte Feuchtwiesen (UTSCHIK 1978). Der Fitis ist in Österreich ein weit verbreiteter Brutvogel der nördlichen und östlichen Landesteile, in Kärnten und Osttirol erreicht er die südliche Grenze seiner Verbreitung in Europa. Die Höhenverbreitung reicht von den Tieflandniederungen im pannonischen Raum bis an die Waldgrenze in den Zentralalpen (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 konnten 6,5 BP (0,5 BP/km²) kartiert werden. Im Gegensatz zu den beiden obengenannten Laubsängern kommt der Fitis nur in einigen wenigen Brutpaaren im Schutzgebiet vor. Durch seine Bevorzugung von lichten Wäldern mit dichter Strauch- und Krautschicht und der Meidung geschlossener Wälder ist er auf einige Sonderstandorte im Nationalpark beschränkt.

Mit 5 BP im Jahr 2008 kann der Bestand der Art als unverändert eingestuft werden. Seit 1998 hat der Fitis in Österreich um ca. 50% abgenommen (TEUFELBAUER 2010).

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet und weit verbreitet, obwohl die Art in den letzten Jahren in Österreich deutliche Rückgänge zeigt (TEUFELBAUER 2010).

Wintergoldhähnchen (*Regulus regulus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Im Unterschied zu seiner Zwillingsart, dem Sommergoldhähnchen, ist das Wintergoldhähnchen in seinem Vorkommen enger an die Fichte gebunden. Es bevorzugt lückig stehende Altlichten mit ausgebildeten Kammästen oder Flechten zur Nestanlage und zur Nahrungssuche (THALER 1990, BAUER ET AL. 2005b). Ähnlich dem Sommergoldhähnchen nahm der Bestand des Wintergoldhähnchens seit dem 19. Jhdt. aufgrund der Anpflanzung der Fichte in Mitteleuropa ständig zu; erst in den letzten Jahrzehnten ist im Zusammenhang mit Immissionsschäden der Wälder gebietsweise ein dramatischer Bestandsrückgang zu erkennen (BAUER & BERTHOLD 1996). In Österreich ist das Wintergoldhähnchen in weiten Landesteilen das verbreitetere und häufigere der beiden Goldhähnchen, die Siedlungsdichte schwankt jedoch auch in Optimalhabitaten von Jahr zu Jahr beträchtlich.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden 17 BP (1,28 BP/km²) der Art erhoben. Durch die enge Bindung an die Fichte ist das Wintergoldhähnchen auf die forstlich beeinflussten Bereiche im Nationalpark beschränkt. Der Maximalbestand des Gebietes wurde auf ca. 25 BP geschätzt.

Im Jahr 2008 wurden nur mehr 6 Reviere gefunden (s. Abbildung 34), der Gesamtbestand auf max. 8 Reviere geschätzt. Seit 1998 hat die Art in Österreich um ca. 2/3 abgenommen (TEUFELBAUER 2010), außerdem sollte sie durch das Habitatmanagement im Nationalpark an Lebensraum verlieren.

Gefährdung und Schutz: Überregional nicht gefährdet. Durch die enge Bindung des Wintergoldhähnchens an die Fichte ist mit einem starken Rückgang der Art durch das waldbauliche Management zu rechnen. Die Einschätzung in Hinsicht auf den Schutzwert deckt sich mit jener beim Sommergoldhähnchen.

Sommergoldhähnchen (*Regulus ignicapillus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Das Sommergoldhähnchen ist in seinem Vorkommen weniger stark an die Fichte gebunden wie das Wintergoldhähnchen. Es brütet auch in mehr oder weniger einzeln stehenden älteren Fichten und nutzt zur Nahrungssuche vermehrt auch Laubbäume (LEISLER & THALER 1982, FLADE 1994). Als Besonderheit von Revieren des Sommergoldhähnchens gilt, dass sie sehr oft in der Nähe von Feuchtstellen oder kleinen Rinnsalen liegen; dies ist vom Wintergoldhähnchen nicht bekannt (THALER 1990). Die Verbreitungsschwerpunkte liegen in der montanen Höhenstufe und in tieferen Lagen mit höherem Anteil an Nadelholz durch menschliche Eingriffe (Fichtenforste, Koniferen in Gärten und Parks).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden 23,5 BP (1,77 BP/km²) erhoben. Das Sommergoldhähnchen toleriert einen höheren Laubholzanteil als das Wintergoldhähnchen, damit kann es auch Bereiche besiedeln, in denen einzelne Fichten im Laubmischwald eingesprenzt sind. Der Bestand wurde auf maximal 30 BP geschätzt.

Auch 2008 wurden 23 Reviere des Sommergoldhähnchens festgestellt (s. Abbildung 35). Der Gesamtbestand wird unverändert auf 25-30 BP geschätzt, trotz einer Abnahme um ca. 50% seit 1998 in Österreich (TEUFELBAUER 2010).

Gefährdung und Schutz: Überregional nicht gefährdet. Bedingt durch Nadelholzaufforstungen und geringe Verluste während der Zugzeit und im Winter konnte das Sommergoldhähnchen sein Verbreitungsareal seit der Mitte des 20. Jhdt. erheblich ausweiten. Erst in den letzten Jahren kam es jedoch in einigen Brutgebieten zu Bestandsrückgängen, die im Zusammenhang mit Immissionsschäden der Wälder gesehen werden (BAUER & BERTHOLD 1996). Im Untersuchungsgebiet ist durch die Reduktion standortfremder Nadelholzforste mit einem Rückgang der Art zu rechnen. Werden einzelne Fichten im Bestand belassen, kann sich das Sommergoldhähnchen sicher an mehreren Stellen halten. Zudem muss betont werden, dass diese Art, wie auch einige Nadelwaldbewohner unter den Finkenvögeln, keine Priorität gegenüber einer standortgerechten Laubwaldgesellschaft genießt.

Grauschnäpper (*Muscicapa striata*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3		

Verbreitung und Biologie: Der Grauschnäpper ist einer der ausgeprägtesten Langstreckenzieher in der heimischen Vogelwelt. Er kehrt erst Anfang Mai aus dem afrikanischen Winterquartier zurück; der Wegzug setzt bereits Mitte August ein (BAUER ET AL. 2005b). Bevorzugter Grauschnäpper-Lebensraum sind lichte Wälder; es werden aber auch geschlossene Waldflächen besiedelt, wobei die Reviere allerdings immer Lichtungen, Schläge und Waldräder mit einschließen müssen und allgemein reich an Grenzlinien sind (BAUER & BERTHOLD 1996). Als Halbhöhlenbrüter nistet der Grauschnäpper nicht selten an Gebäuden oder in Nistkästen. Natürliche Neststandorte sind Astgabeln, Rindenspalten und Baumhöhlen; auch offenes Brüten in alten Vogelnestern kommt vor. Da die Art eine sehr unauffällige Stimme hat, dürften viele der Verbreitungslücken in Österreich auf mangelnde Erfassungsintensität bzw. das Übersehen der Art zurückzuführen sein (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden 23-24 BP (1,77 BP/km²) des Grauschnäppers erhoben. Der geschlossene Wald bleibt durchgehend unbesiedelt. Deshalb erreicht die Art im Vergleich zu Streuobstwiesen oder parkähnlichem Wald nur eine äußerst geringe Abundanz.

2008 wurden 12 Reviere erfasst. Nachdem die Art in der Grundlagenerhebung bevorzugt den lockeren Galeriewald entlang der Thaya besiedelte (der diesmal nicht speziell erhoben wurde), wird der Gesamtbestand tatsächlich als unverändert eingestuft.

Gefährdung und Schutz: Der Grauschnäpper zeigt in manchen Regionen bei starken jährlichen Schwankungen einen negativen Bestandstrend. Die Gefährdungsursachen sind nicht überall klar, aufgrund der Zugstrategie der Art (Transsaharazieher) werden unterschiedliche Gefahren am Zug und im Winterquartier als bedeutend eingeschätzt. Biozideinsatz und der Verlust offener, höhlenreicher Wälder oder ähnlich strukturierten Kulturlandes trifft den Grauschnäpper im Brutgebiet (BAUER & BERTHOLD 1996). Die Art sollte im National-

park Thayatal in manchen Bereichen günstige und konstante Bedingungen vorfinden, eine lokale Bedrohung im Brutgebiet ist nicht zu erkennen.

Zwergschnäpper (*Ficedula parva*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung		NT	4

Verbreitung und Biologie: Hohe, Strukturreiche und geschlossene Altholzbestände mit einem Kronenschluss von 70-90% bilden den optimalen Lebensraum für den Zwergschnäpper. Seine Reviere finden sich meist in frischen bis feuchten Bereichen mit einem ausgeprägten Oberflächenrelief (kleine Bachtäler, Gräben, Böschungen, Hänge). Als Fluginsektenjäger kleiner "Räume" benötigt der Zwergschnäpper Freiräume im Kronenbereich oder zwischen Kronenansatz und Strauchschicht (GLUTZ & BAUER 1993). In Mitteleuropa brütet die Art in der collinen Stufe v.a. in reich strukturierten Buchen- oder Buchenmischwäldern mit Hainbuche, Eiche, Birke und Esche (DVORAK & FRÜHAUF in press). In dicht besiedelten Bereichen werden auch Stangenhölzer (Hainbuche) genutzt (WICHMANN et al. 2009). Sein Nest baut der Zwergschnäpper in Nischen, Spalten und Halbhöhlen an Bäumen. Diese Strukturen bieten z.B. ausgefaulte Astlöcher und Bruchstellen oder abstehende Rinde (GLUTZ & BAUER 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: 3 Rev. (0,23 BP/km²). In der Brutsaison 2000 wurden im Nationalpark Thayatal 2 Reviere des Zwergschnäppers festgestellt, 2001 konnte an einer weiteren Stelle ein singendes Männchen während der Brutzeit (03. Juni) registriert werden.

2008 wurde ein singendes Männchen festgestellt, von einem weiteren berichten M. Valasek und V. Skorpikova (mündl. Mitt.). Der Gesamtbestand dürfte trotz günstiger Habitatbedingungen bei max. 2-4 Revieren liegen. Der Status der Art als Brutvogel ist aufgrund des kleinen Vorkommens nicht gesichert.

Gefährdung und Schutz: Als Brutvogel alt- und totholzreicher Wälder ist der Zwergschnäpper von den gleichen Faktoren betroffen wie der Weißrückenspecht. Jener weist nur eine noch stärkere Bindung an große Mengen von totem und vermoderndem Holz auf. Beim Zwergschnäpper spielen eher zoogeographische Gründe eine Rolle für den geringen Bestand im Nationalpark Thayatal. Vorkommen außerhalb des nördlichen Alpenrandes sind

generell in Österreich selten, oft sehr klein oder unregelmäßig besetzt. Der Bestand im Gebiet wird auf niedrigem Niveau als stabil eingeschätzt.

Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung		NT	

Verbreitung und Biologie: Der Halsbandschnäpper besiedelt in Mitteleuropa ältere Laubwälder, und zwar sowohl mehrstufige Eichen-Hainbuchenwälder als auch Buchenhalhlenwälder. Entscheidend ist eine große Zahl an potentiellen Bruthöhlen, die bevorzugt in kranken oder abgestorbenen Bäumen, zumindest aber in morschen Ästen liegen (SACHSLEHNER 1995). Der Ursprung der Höhlen ist dabei zweitrangig. Je nach Gebiet werden entweder vermehrt alte Spechthöhlen oder ausgefaulte Astlöcher genutzt (WESOŁOWSKI 1989).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden bei einer Kartierung 80 BP plus 20 Randreviere (0,6-0,68 BP/10 ha) erfasst. Nach dem Wiener Wald (besonders dem Lainzer Tiergarten), dem Nordöstlichen Leithagebirge (DVORAK et al. 2007) und einigen Bereichen der Oststeiermark stellt der Nationalpark ein wichtiges Vorkommensgebiet des Halsbandschnäppers dar.

Im Jahr 2008 wurde die Punkttaxierung u.a. auf den Halsbandschnäpper zugeschnitten, so gingen 106 Beobachtungen in die Modellberechnung (Negative Exponentiell, Polynomial; AIC: 258,62, Variationskoeffizient von ca. 14,5%) ein. Die Siedlungsdichte wurde mit $3,2 \pm 0,5$ BP / 10 ha berechnet. Das 95%-Konfidenzintervall liegt zwischen 2,4 und 4,3 BP / 10 ha. Damit ergibt sich ein aktueller Gesamtbestand von 300-400 BP. Damit stellt der Nationalpark Thayatal eines der bedeutendsten Einzelvorkommen des Halsbandschnäppers in Österreich (vgl. DVORAK et al. 2007). Allein aus kartierten Einzelbeobachtungen ergaben sich bereits ca. 280 Reviere (s. Abbildung 36). Diese deutliche Zunahme ist teilweise auch methodisch mit bedingt, allerdings hat die Art tatsächlich seit 1998 in Österreich um 200% zugenommen (TEUFELBAUER 2010)! Diese Zunahme dürfte sich auch in dieser Untersuchung wieder spiegeln.

Gefährdung und Schutz: Der Halsbandschnäpper nutzt bevorzugt Altholzbestände und bezieht Nisthöhlen in Dürrlingen, morschen Ästen oder zumindest kränklichen Bäumen (SACHSLEHNER 1995). Daher stellt die Forstwirtschaft durch verkürzte Umtriebszeiten und die

Entfernung von Totholz die Hauptgefährdungsursache für die Art dar (SACHSLEHNER 1992). Durch den hohen Anteil an stehendem Totholz und die zahlreichen Spechte (Höhlenlieferanten) im Nationalpark ist im Untersuchungsgebiet eine sehr gute Ausgangsposition gegeben. Durch forstliche Managementmaßnahmen ist sogar noch von einer gewissen Förderung der lokalen Population auszugehen (zunehmende Menge an Altholz in manchen Teilbereichen).

Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung		NT	

Verbreitung und Biologie: Österreich liegt an der südlichen Verbreitungsgrenze des Trauerschnäppers. Deshalb werden die meisten Landesteile auch nur in kleinen, zersplitterten und unregelmäßig besetzten Vorkommen besiedelt (DVORAK et al. 1993). Sein ursprünglicher Lebensraum zur Brutzeit sind sonnige und lockere Altholzbestände mit einem großen Angebot an Nisthöhlen. Im Hügelland besiedelt er vor allem buchendominierte Laub- oder Mischwälder (KILZER & BLUM 1991).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: 2 Reviere wurden im Jahr 2000 gefunden, 2008 war es ein singendes Männchen. Der Status des Trauerschnäppers als Brutvogel im Nationalpark ist nicht gesichert. Bei dem gegenwärtigen Verbreitungsbild in Österreich und den regelmäßig damit verbundenen Mischbruten mit dem häufigeren Halsbandschnäpper ist auch eine Ansiedlung einzelner Männchen nicht auszuschließen. Auch im angrenzenden NP Podyjí scheint der Trauerschnäpper nur ein unregelmäßiger Brutvogel zu sein (MARTIŠKO et al. 1995).

Gefährdung und Schutz: Trotz der kleinen und isolierten Populationen des Trauerschnäppers in Österreich gilt die Art weder regional noch national als gefährdet. In menschlich beeinflussten Lebensräumen kann die Art leicht durch das Angebot von Nistkästen gefördert werden. In naturnahen Wäldern spielt die Zahl alter Spechthöhlen eine entscheidende Rolle.

Schwanzmeise (*Aegithalos caudatus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Die Schwanzmeise ist ein typischer Brutvogel lichter Wälder mit gut ausgebildeter Strauchschicht. So vorhanden bevorzugt sie die Nähe kleiner offener Wasserflächen. Auch in offenen, baumbestanden Landschaftsformen ist sie nicht selten anzutreffen (BAUER ET AL. 2005b). Lockere Eichenmischwälder und Auwälder stellen einen idealen Lebensraum für die Schwanzmeise dar. Doch werden - besonders im alpinen Raum - auch nadelholzdominierte Wälder besiedelt. Die österreichische Verbreitung der Schwanzmeise umfasst zwar alle Bundesländer, es zeigen sich aber fast überall erhebliche Verbreitungslücken (DVORAK et al. 1993). Da die Art jedoch zu Brutzeit kaum territorial und eher unauffällig ist, dürfte das Verbreitungsmuster zumindest zum Teil darauf zurückzuführen sein. Doch auch in gut untersuchten Gebieten erreicht sie meist nur geringe Siedlungsdichten.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurde der Bestand dieser unauffälligen Art mit ca. 10 BP (0,75 BP/km²) angegeben. Großflächen-Untersuchungen in Ostösterreich ergaben ähnliche oder gar geringere Abundanzen (DVORAK et al. 1993). Höhere Dichten werden durchwegs bei kleineren Untersuchungsgebieten erhoben, was vermutlich auf die höhere Antreffwahrscheinlichkeit und methodenimmanente Effekte zurückzuführen ist. In der vorliegenden Untersuchung wurden vor allem Waldrandbereiche (Lichtungen, Schlagflächen, flussnahe Wiesen) besiedelt.

Im Jahr 2008 wurden 6-8 BP festgestellt (s. Abbildung 37), der Gesamtbestand wird unverändert auf ca. 10 BP geschätzt.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. In großflächig besetzten Gebieten werden die Bestände als stabil eingestuft. Durch Kältewinter kann es zu kurzfristigen Bestandseinbrüchen kommen (BAUER & BERTHOLD 1996).

Sumpfmeise (*Parus palustris*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3		

Verbreitung und Biologie: Der Lebensraum der Sumpfmeise besteht bevorzugt aus grenzlinienreichen Laub- und Mischwäldern. Feuchte Altholzbestände mit grobborkiger Rinde und großer Diversität an Laubholzarten werden am dichtesten besiedelt, nasse Habitate gewöhnlich gemieden (GLUTZ & BAUER 1993). In laubholzreichen Mischwäldern erreicht sie großflächige Dichten von 1 Revier/10 ha (SCHUSTER et al. 1983). Kleinflächig werden Auwaldreste mit bis zu 8,6 Reviere/10 ha besiedelt (POLLHEIMER & POLLHEIMER 1995). Aufgrund der für Frühbrüter wie der Sumpfmeise jahreszeitlich ungünstig gelegenen Termine der Punkttaxierung wurden Mitte März im Rahmen der Horstkartierung auch rufende und singende Sumpfmeisen in Karten verzeichnet. Damit kann der Bestand mit einiger Genauigkeit dokumentiert werden.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden in einem phänologisch optimalen Zeitraum Anfang bis Mitte März 150-165 BP (1,13-1,24 BP/10 ha) erhoben. Die Siedlungsdichte ist die für ein Gebiet dieser Größe überdurchschnittlich. Höhere Werte werden nur auf kleineren Flächen bzw. in einer Großflächen-Untersuchung in den Niederlanden erreicht (GLUTZ & BAUER 1993).

Im Jahr 2008 wurden - aus methodischen Gründen - nur 28 Reviere der Sumpfmeise erfasst. Da diese Art nur eine relativ kurze Gesangsperiode im zeitigen Frühjahr aufweist, war der Erfassungsgrad mit Sicherheit wesentlich geringer als in der Grundlagenerhebung.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. Vor allem in den verschiedensten Laubwaldgesellschaften weit verbreitet.

Haubenmeise (*Parus cristatus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 2		

Verbreitung und Biologie: Die Haubenmeise ist in ihrer Verbreitung auf Europa beschränkt. Sie tritt überall dort auf, wo Nadelwälder weit verbreitet sind. Lediglich in Spanien besiedelt sie ausgewählte Laubwälder, v.a. Korkeichen. Sie ist eine sehr standorttreue Vogelart und unternimmt nur in seltenen Ausnahmefällen weitere Wanderungen (LÖHRL 1991). Zum Brüten bevorzugt die Haubenmeise große, geschlossene Altholzbestände mit Fichten als dominierender Baumart. Die Nester liegen sehr häufig in Bodennähe. Fäulnishöhlen werden durch Aushacken auf die passende Größe erweitert (LÖHRL 1991, BEZZEL 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden 2-3 BP (0,19 BP/km²) erfasst. Aufgrund der Bindung an Nadelwald und die großen Reviere ist der Bestand der Haubenmeise sehr klein. Durch die geringe Auffälligkeit der Art wurde der Bestand bereits damals etwas höher eingestuft (max. 5-10 BP).

Im Jahr 2008 wurden 4 Reviere festgestellt, der Gesamtbestand wird nach wie vor auf 5-10 Reviere geschätzt.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet.

Tannenmeise (*Parus ater*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Die Tannenmeise zählt in Mitteleuropa zu den Charakterarten dichter, hochstämmiger Nadelwälder mit geschlossenem Kronendach. Ihre Bindung an reine Koniferenbestände ist allerdings nicht so stark ausgeprägt wie bei der Haubenmeise. Im Gegensatz zu anderen Meisenarten legt die Tannenmeise ihre Nester häufig in Erdhöhlen, Mauer- und Felsspalten an (LÖHRL 1974). Bei der Nahrungssuche bevorzugt sie die äußeren Zweigabschnitte im Kronenbereich, wo sie kleine Evertebraten (z.B. Collembolen) erbeutet. Die Tannenmeise ist in Österreich weit verbreitet und in den meisten Landesteilen häufig.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden 32-35 BP (2,52 BP/km²) erhoben. Der Schwerpunkt ihrer Verbreitung im Nationalpark lag in den Nadelholzforsten. Hier gleicht sie Weiden- und Haubenmeise, aufgrund ihrer kleineren Reviere siedelt sie aber in höherer Abundanz. Die Tannenmeise wurde als Indikatorart für den Fortgang der waldbaulichen Umwandlung bezeichnet.

Im Jahr 2008 wurden 25-30 BP festgestellt (s. Abbildung 38), ein leichter Rückgang im Vergleich zur Grundlagenstudie. Im Gegensatz zu Hauben- und Weidenmeise genügen dieser Art auch vereinzelt Nadelbäume, weshalb sie offensichtlich gegenüber den Bestandsumwandlungen im Rahmen des Waldmanagements ziemlich robust bleibt.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. Durch die forstwirtschaftlich bedingte Ausbreitung der Fichte hat sie vielerorts an Boden gewonnen (DVORAK et al. 1993). In einigen Teilen Mitteleuropas waren jedoch in den 80er Jahren durch das Waldsterben Areal- und Bestandseinbußen zu verzeichnen (MÖCKEL 1992).

Blaumeise (*Parus caeruleus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Gut strukturierte Laub- und Mischwälder insbesondere alte Laubmischwälder mit hohem Eichenanteil bilden den bevorzugten Lebensraum der Blaumeise. Auch parkartige Habitats werden von ihr besiedelt, wobei sie eine größere Anzahl älterer Bäume benötigt. Das Innere geschlossener Wälder und reine Nadelwaldbestände werden weitgehend gemieden. Durch künstliche Nisthilfen kann die Siedlungsdichte der Art stark gesteigert werden (vgl. Kohlmeise). Das Optimalbiotop liegt in den Eichenmischwäldern der Niederungen (GLUTZ & BAUER 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 lag die Siedlungsdichte bei 4,5 BP/10 ha (\pm SE 1,0). Die höchsten Abundanzen erreicht die Blaumeise in Hartholz-Auwäldern und alten Eichenwäldern des Flachlandes. In den Laubmischwäldern des Hügellandes liegen ihre Dichten in Mitteleuropa auf Flächen > 100 ha im Schnitt bei 4-5 BP/10 ha (BAUER & BERTHOLD 1996). Dieser Wert wird im NP Thayatal erreicht, berücksichtigt man die Größe der untersuchten Fläche und den Anteil an suboptimalem Habitat (Nadelwald), sind die geeigneten Bereiche überdurchschnittlich gut besiedelt. Hier ergibt sich ein Wert von ca. 6,0 BP/10 ha auf einer Fläche von 1000 ha.

Im Jahr 2008 war die Art aufgrund der jahreszeitlich späten Begehungstermine in der Erhebung mit Sicherheit unterrepräsentiert, ein tatsächlicher Rückgang kann nach derzeitiger Kenntnis nicht untermauert werden. Aus methodischen Gründen konnten nur 39 Beobachtungen zu Revieren festgestellt werden (s. Abbildung 39). 36 Beobachtungen gingen in die Berechnung ein, das beste Modell (Uniform, Cosine; bis 90 m in 5 Intervallen) mit einem AIC von 113,09 lieferte einen Variationskoeffizienten von ca. 23%. Die Siedlungsdichte lag bei $2,1 \pm 0,5$ BP / 10 ha, das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 1,3 und 3,2 BP / 10 ha.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet.

Kohlmeise (*Parus major*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Unter allen einheimischen Meisen ist die Kohlmeise als die Generalistenart zu bezeichnen. Sie kommt in allen natürlichen Waldtypen vor und hat zudem als Kulturfolger viele anthropogene Lebensräume besetzt. Optimale Habitatbedingungen findet sie in höhlenreichen Laubmischwäldern der Niederungen, die über ein reichhaltiges Angebot an Insekten und deren Larven verfügen (GLUTZ & BAUER 1993). In Österreich zählt die Kohlmeise zu den verbreitetsten und häufigsten Vogelarten (DVORAK et al. 1993). Dabei wird die Siedlungsdichte vor allem durch das Angebot an Nisthöhlen bestimmt.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurde eine Siedlungsdichte von 6,1 BP/10 ha (\pm SE 0,9) ermittelt. Die Kohlmeise ist der Generalist unter den Meisen, dementsprechend verbreitet und häufig ist die Art auch im Untersuchungsgebiet. Wie in anderen Erhebungen in Ostösterreich ist ihre Siedlungsdichte höher als jene der Blaumeise (vgl. DVORAK et al. 1993). Aus naturnahen Waldgesellschaften ohne Nistkästen stehen wenige und meist kleinflächige Untersuchungen zum Vergleich zur Verfügung. In einem Mischwald im nordöstlichen Waldviertel wurden max. 2,5 BP/10 ha kartiert (LAUERMANN 1976). In mitteleuropäischen Mischwäldern liegt die durchschnittliche Dichte bei 4-5 BP/10 ha (GLUTZ & BAUER 1993).

Im Jahr 2008 lag die Siedlungsdichte bei 3,2 BP/10 ha (\pm SE 0,5) bei einem Variationskoeffizienten von ca. 17,5%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 2,4 und 4,3 BP / 10 ha. Insgesamt 98 Registrierungen gingen in die Auswertung ein, der AIC für das bestangepasste Modell (Hazard, Cosine, Werte bis zu einer Distanz von 120 m in 4 Intervallen) betrug 238,18. Damit kann der Bestand auf 300-400 BP geschätzt werden. Zur räumlichen Verteilung der Beobachtungen s. Abbildung 40.

Die Art war aufgrund der Begehungstermine in der Erhebung mit Sicherheit unterrepräsentiert, ein tatsächlicher Rückgang lässt sich daher noch nicht feststellen.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. Weit verbreitet und häufig, profitiert von Nistkästen und menschlichen Fütterungen.

Kleiber (*Sitta europaea*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Als spezialisierter Stammkletterer kommt der Kleiber in hochstämmigen Wäldern unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung vor. Er bevorzugt Bäume mit rissiger und grober Borke, welche ihm auch ein Vorkommen in Parks und Gärten ermöglichen. Als Bruthöhle verwendet der Kleiber meist alte Höhlen des Buntspechts, deren Eingänge von ihm zur Verringerung der Nistplatzkonkurrenz mit feuchter, lehmiger Erde verkleinert werden (GLUTZ & BAUER 1993). Die Art ist in Österreich weit verbreitet und häufig, die höchsten Siedlungsdichten erreicht sie in Eichen- und Eichenmischwäldern der Niederungen (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 lag die errechnete Siedlungsdichte bei 6,1 BP/10 ha (\pm SE 1,2). In den Laubmischwäldern der Niederungen erreicht der Kleiber mit > 5 BP/10 ha die höchsten Dichtewerte in Österreich. Selbst in der Harten Au im pannonischen Flachland liegen die Abundanzen des Kleibers deutlich unter denen im NP Thayatal (vgl. DVORAK et al. 1993, ZUNA-KRATKY et al. 2000).

Im Jahr 2009 wurden auf ca. einem Viertel der Fläche ca. 40 Reviere gezählt (s. Abbildung 41). Der Gesamtbestand wird auf 110-140 BP geschätzt. Auch unter Berücksichtigung des Begehungszeitpunktes nach der Hauptgesangszeit der Art im März und April 2008 und entsprechend wenigen Beobachtungen zeichnet sich nach derzeitigem Kenntnisstand ein deutlicher Rückgang des Bestandes ab.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet.

Waldbaumläufer (*Certhia familiaris*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Waldbaumläufer bewohnt hauptsächlich geschlossene Wälder, in Gegenwart seiner Zwillingart, dem Gartenbaumläufer *Certhia brachydactyla*, besiedelt er verstärkt Nadelwälder und nadelholzdominierte Mischwälder. Ältere Fichtenbestände mit zahlreichen Spalten und Nischen zur Nestanlage werden dann vom Waldbaumläufer bevorzugt. Durch die Präferenz für Nadelhölzer erreicht die Art in den Alpen und im Bereich der Böhmisches Masse ihre höchsten Siedlungsdichten in Österreich (DVORAK et al. 1993). Durch die in Mitteleuropa schwach ausgeprägte Habitattrennung der beiden Zwillingarten kommt der Waldbaumläufer aber auch in den Laubwäldern Ostösterreichs, in Auwäldern und in großen Parks vor (GLUTZ & BAUER 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden ca. 55 BP plus 10 Randreviere (4,15-4,5 BP/km²) der Art erhoben. Die Dichte lag im Bereich großflächiger Erhebungen aus West- und Ostösterreich (SCHUSTER et al. 1983, ZUNA-KRATKY et al. 2000). Höhere Dichten werden oft durch die großen Reviere und die raschen Ortswechsel singender Individuen vorgetäuscht. Berücksichtigt man diese Fehlerquelle, bleibt selbst bei konservativer Auswertung der Bestand trotzdem bei mindestens 50 BP im NP Thayatal.

Im Jahr 2008 wurden 30-32 Reviere des Waldbaumläufers erhoben (s. Abbildung 42). Aufgrund der Begehungen nach der Hauptgesangszeit der Art im März und April wird der Bestand als stabil eingestuft.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet.

Gartenbaumläufer (*Certhia brachydactyla*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Gartenbaumläufer brütet in Laub- und Mischwäldern des Tieflandes und bevorzugt dabei Altholzbestände von rauborkigen Baumarten wie Eichen, Pappeln oder Weiden. Er besiedelt auch Parks, Gärten und Alleen, in denen er meist höhere Siedlungsdichten erreicht als in natürlichen Laubwaldgesellschaften (BAUER ET AL. 2005B, ZUNA-KRATKY et al. 2000). Die Nischentrennung zu seiner Zwillingsart ist nur schwach ausgeprägt, sodass beide Baumläufer auch syntop vorkommen. In diesem Fall ist der Gartenbaumläufer meist die seltenere Art, eine Ausnahme bilden Lebensräume innerhalb menschlicher Siedlungen.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden 2-3 BP (0,2 BP/km²) des Gartenbaumläufers erfasst. Wie in zahlreichen anderen Erhebungen blieb die Abundanz der Art in naturnahen Wäldern des Flach- und Hügellandes deutlich hinter jener des Waldbaumläufers zurück (vgl. ZUNA-KRATKY et al. 2000), wobei die Art im Waldviertel generell als spärlicher Brutvogel eingestuft wird (DVORAK et al. 1993).

Im Jahr 2009 wurden im Bereich zwischen Steinerne Wand und Kirchenwald 4 Reviere festgestellt (Abbildung 43). Der Gartenbaumläufer wird als seltener und zerstreut vorkommender Brutvogel mit einem geschätzten Gesamtbestand zwischen 5 und 10 Revieren eingestuft.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet.

Pirol (*Oriolus oriolus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Pirol brütet in lichten Laubwäldern, Feldgehölzen und Parks mit altem Baumbestand. Bevorzugt werden grenzlinienreiche Wälder in der Nähe von Gewässern. Wichtige Voraussetzungen sind dicht belaubte Kronen und ein hohes Angebot an Insektennahrung und Früchten (FEIGE 1986). Dichte und geschlossene Wälder werden vom Pirol gemieden. Verbreitungsschwerpunkt des Pirols in Österreich sind Laubwälder in der planaren und collinen Stufe in den östlichen und südlichen Landesteilen (DVORAK et al. 1993). Detaillierte Nachsuchen gestalten sich durch Nestanlagen in großen Höhen und unauffälliges Erscheinungsbild des Pirols im sonnendurchfluteten Laub der Baumkronen als sehr schwierig.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden 7 BP (0,53 BP/km²) erhoben. Die Bevorzugung lichter und thermisch begünstigter Laubwälder spiegelte sich in der Verteilung und geringen Dichte der Art im Untersuchungsgebiet wider. Ein kleiner Verbreitungsschwerpunkt lag im lichten Eichen-Hainbuchenwald im Fugnitzwald. Steile nordexponierte Abschnitte oder buchendominierter Laubmischwald werden vom Pirol gemieden.

Im Jahr 2008 lag der Schwerpunkt der Beobachtungen zwischen Steinerner Wand und Kirchenwald (Abbildung 44). Mit insgesamt 10 BP (plus 2 Randrevieren) ist ein leichter Bestandsanstieg zu verzeichnen.

Gefährdung und Schutz: Überregional ist der Pirol vom Flächenverlust und der Degradierung der Auwälder betroffen. In Mitteleuropa werden seine Bestände aber noch als stabil eingeschätzt (BAUER & BERTHOLD 1996). Im östlichen Waldviertel reicht die Art an die Grenze ihres natürlichen Areals aufgrund von klimatischen Bedingungen heran. Hier werden nur besonders begünstigte Lebensräume besiedelt.

Neuntöter (*Lanius collurio*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3		

Verbreitung und Biologie: Der Neuntöter ist ein typisch paläarktisches Faunenelement. Er ist ein Langstreckenzieher und kehrt erst relativ spät ins Brutgebiet zurück. Erste Beobachtungen gelingen Ende April, doch erreicht ein Großteil der Vögel erst Anfang Mai den Brutplatz. Der Wegzug beginnt im August und endet bereits im September. Der Neuntöter besiedelt offene Landschaften und benötigt zum Brüten viele Büsche bzw. niedere Hecken; tendenziell werden trockene Lebensräume bevorzugt (JACOBER & STAUBER 1981, BAUER ET AL. 2005b). Wichtig für den Neuntöter ist neben einem ausreichenden Angebot an ungestörten Brutplätzen vor allem das Nahrungsangebot während der Aufzuchtperiode. Durch die Strukturvielfalt von Extensivwiesen lebt hier eine Vielzahl verschiedenster Großinsekten (z.B. Heuschrecken, Käfer, Libellen), daneben aber auch andere potentielle Beutetiere (Kleinsäuger; vgl. WAGNER 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden 4 BP plus 2 Randreviere (0,3-0,4 BP/km²) festgestellt. Als Leitart der halboffenen Kulturlandschaft stehen dem Neuntöter nur kleine geeignete Teilflächen im NP Thayatal zur Verfügung. Die sind zum einen große Schlagflächen, die durch kleine Bäume und dichten *Rubus* sp. - Hecken gegliedert sind, zum anderen die große Umlaufwiese. Sie stellt den einzigen natürlichen Lebensraum innerhalb des Schutzgebiets für den Neuntöter dar.

Im Jahr 2008 gelang auf einer Ruderalfläche eines Lagerplatzes eine Brutzeitbeobachtung, ein weiteres Revier lag knapp außerhalb der Schutzgebietsgrenzen nahe des Nationalparkzentrums. Ältere Schlagflächen, die für einige Jahre einen geeigneten Lebensraum dargestellt haben, sind inzwischen in Folge der Sukzession schon zu stark verbuscht.

Gefährdung und Schutz: In den letzten Jahrzehnten hat die Art - auch in Österreich - sehr stark abgenommen (DVORAK et al. 1993, BAUER & BERTHOLD 1996), wurde jedoch bisher nicht in die Rote Liste gefährdeter Vögel Österreichs aufgenommen (BAUER 1994). In der Kulturlandschaft ist der Neuntöter durch den Verlust zahlreicher Strukturen und die Verwendung von

Bioziden mit einhergehender Verknappung des Nahrungsangebots in vielen Gegenden seltener geworden. Langfristig wird im NP Thayatal der Lebensraum der Art zurückgehen, wenn die Schlagflächen wieder bewaldet sind. Die Erhaltung und Pflege der bestehenden Wiesen und jüngeren Brachen könnte helfen, die Bestände des Neuntöters zu erhalten. Von größerer Bedeutung ist aber die Population in der umliegenden Kulturlandschaft.

Eichelhäher (*Garrulus glandarius*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Eichelhäher brütet in reich strukturierten Laub-, Misch- und Nadelwäldern, aber auch in größeren Feldgehölzen. Das Vorkommen von Eichen ist keineswegs Voraussetzung für sein Vorkommen, jedoch werden sie, falls vorhanden, v.a. ab dem Spätsommer zur Anlage von Futtermitteln gezielt aufgesucht (BAUER ET AL. 2005B, BAUER & BERTHOLD 1996). Die Bestände in Mitteleuropa in den letzten Jahren sind als stabil zu bezeichnen; die einzige nennenswerte Gefahr droht dem Eichelhäher von der direkten Verfolgung durch den Menschen (BAUER & BERTHOLD 1996). In Österreich ist der Eichelhäher ein weit verbreiteter Brutvogel v.a. des Flach- und Hügellandes, innerhalb der Alpen besiedelt er vorwiegend die größeren Flusstäler sowie die inneralpinen Beckenlandschaften (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurden 15-17 BP (1,2 BP/km²) festgestellt. Die Verbreitung im Nationalpark Thayatal zeigte eine Konzentration östlich von Hardegg, in einem Bereich, der forstwirtschaftlich geprägt ist. Die unauffällige Lebensweise der Art und die schwach ausgeprägte Territorialität haben möglicherweise zu einer lückenhaften Erhebung geführt. Vergleichende Angaben zur Siedlungsdichte sind in Österreich für alle Krähenvögel selten. Großflächig wurden in Vorarlberg zwischen 2,7 und 11 BP/km² festgestellt. In einem Auwald bei Stockerau wurden 1,5 BP/km² erhoben (STRAKA 1989 in DVORAK et al. 1993).

Im Jahr 2008 wurden an 12 verschiedenen Stellen Eichelhäher während der Brutzeit beobachtet (Abbildung 45), die Art zeigt - bei allen methodischen Unschärfen einer unauffälligen Art ohne lauten Gesang - möglicherweise einen leichten Rückgang im Nationalpark.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet.

Aaskrähe (*Corvus corone*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Die Aaskrähe kommt in Österreich in zwei deutlich unterscheidbaren Unterarten vor. Die Nebelkrähe (*Corvus corone cornix*) ist in ihrer Verbreitung auf die östlichen und südlichen Landesteile beschränkt, während die Rabenkrähe (*Corvus corone corone*) beinahe das gesamte Bundesgebiet besiedelt. Der Lebensraum der Rabenkrähe umfasst nahezu alle Landschaften Österreichs, für ihre Ansiedlung entscheidend sind Bäume oder Gebüschgruppen als Nistplatz und ein günstiges Nahrungsangebot an Evertebraten und kleinen bis mittelgroßen Wirbeltieren. Diese Bedingungen findet die Art besonders im Grün- und Ackerland und in der Nähe von Gewässern. Bevorzugt siedelt die Rabenkrähe an Waldrändern, im halboffenen Kulturland und in Parklandschaften (DVORAK et al. 1993). Eine genaue Erfassung der Bestände wird durch das äußerst heimliche Verhalten der Art während der Brutzeit und durch das Auftreten nichtbrütender Jugendverbände erschwert (BAUER ET AL. 2005b). Die Rabenkrähe ist ein wichtiger Nestlieferant für Arten wie Turm- und Baumfalke oder die Waldohreule.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 lag der Brutbestand nach Schätzungen aus Zufallsbeobachtungen bei ca. 5 BP mit einem Schwerpunkt am "Außenrand" des Nationalparks.

Im Jahr 2008 wurden an 3 Stellen Rabenkrähen während der Brutzeit beobachtet, der Bestand wird als konstant eingeschätzt.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. Doch führen vor allem die direkte Verfolgung durch den Menschen sowie die Intensivierung der Landwirtschaft zu Verlusten. Der vermeintliche Abschuss am Nest kann seltene und bedrohte Arten, die alte Krähennester als "Nachmieter" nutzen, treffen.

Kolkrabe (*Corvus corax*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Kolkrabe besiedelt sehr unterschiedliche Landschaften, die aber immer die Möglichkeit zur Horstanlage bieten müssen. In Mittel- und Hochgebirgen brütet er von der collinen bis in die subalpine Stufe an Felswänden (BAUER ET AL. 2005B). Die Nahrungssuche findet großteils in offenen Habitaten statt, wobei der Kolkrabe von Samen und Früchten über verschiedenste Wirbellose bis zu verletzten größeren Säugern und Aas ein sehr breites Nahrungsspektrum nutzt. Besonders attraktiv für die Art sind Landschaften mit hoher Wilddichte oder extensiver Weidewirtschaft (BAUER ET AL. 2005B, BAUER & BERTHOLD 1996).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 lagen 2 Horstwände an der Thaya, eine auf österreichischem Ufer südl. vom Stierwiesberg (Beobachtung eines Paares an der Wand während der Brutzeit) und einer am tschechischen Ufer an den Krähenfelsen (Horstfund).

Im Jahr 2008 wurde ein Horst in den Felswänden am Nordabbruch des Kirchenwaldes entdeckt. Der Gesamtbestand wird aktuell auf 2-3 Brutpaare geschätzt.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. In Ostösterreich im Begriff das Flachland wiederzubesiedeln. Hatte aber in der Vergangenheit in Mitteleuropa mehrmals durch direkte menschliche Verfolgung (Abschuss, Vergiftung, Zerstörung der Horste, Aushorung der Jungvögel) drastische Bestandseinbußen zu verzeichnen. Dieser Bedrohungsfaktor spielt gegenwärtig keine markante Rolle, doch sind Verluste durch Störungen an den Brutplätzen (Freizeitaktivitäten, Forstarbeiten) bekannt geworden. In der Phase der Wiederausbreitung profitiert die Art bis heute durch ein verbessertes Nahrungsangebot, das wesentlich von menschlichen Aktivitäten bedingt wird (Mülldeponien). Für den Nationalpark Thayatal gilt hinsichtlich der Störungen das gleiche wie für Uhu und (eingeschränkt) Schwarzstorch.

Star (*Sturnus vulgaris*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung	SPEC 3		

Verbreitung und Biologie: Der Star ist ein Vogel wiesenreicher, offener Landschaften und hält sich gerne in der Nähe von Gewässern auf. Als Kulturfolger ist er heute vor allem in der Umgebung anthropogen beeinflusster Bereiche ein häufiger Brutvogel. Regelmäßig kann man ihn in offenem und halboffenem Kulturland sowie in Parklandschaften antreffen. Von naturnahen Lebensräumen werden vor allem Auwälder und verschiedene Laubmischwälder mit hohem Eichenanteil in großer Dichte besiedelt (BAUER ET AL. 2005b). Als Höhlenbrüter ist der Star auf ein ausreichendes Nistplatzangebot in Form von Baumhöhlen oder Nistkästen angewiesen. Bei der Wahl seiner Bruthöhlen ist er wenig anspruchsvoll und außerordentlich konkurrenzstark, vertreibt er doch selbst Spechte von frisch ausgehackten Höhlen (LÖHRL 1990). Dementsprechend ist er auch in Österreich ein weit verbreiteter Brutvogel (DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurde der Bestand auf ca. 5 BP im Inneren des Nationalparks geschätzt, mindestens 10-20 weitere Brutpaare dürften knapp außerhalb in der Nähe zum Kulturland vorgekommen sein. Hier lagen vor allem Beobachtungen futtersuchender Individuen auf den umliegenden Wiesen und Feldern vor.

Im Jahr 2008 (ohne spezielle Erhebung der Wiesen) wurden 1-2 Brutpaare festgestellt. Der Bestand wird aber unter Berücksichtigung methodischer Unterschiede als konstant eingestuft.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet.

Buchfink (*Fringilla coelebs*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Buchfink tritt als Brutvogel in Wäldern aller Art, auch in kleinsten Baumgruppen (Feldgehölze, Alleen, Windschutzstreifen) und Hecken auf. Da er seine Nahrung (Sämereien im Herbst und Winterhalbjahr, kleine Insekten zur Brutzeit) vorwiegend am Boden sucht, stellen Baumgruppen oder Wälder mit schwach ausgeprägter Strauch- und Krautschicht für ihn Optimalbiotope dar (BAUER ET AL. 2005B). In Österreich ist der Buchfink die verbreitetste und wahrscheinlich auch zahlenmäßig häufigste Vogelart (DVORAK et al. 1993). Höhere Abundanzen erreichte der Buchfink im großflächigen Vergleich im Bodenseegebiet (SCHUSTER et al. 1983). Dagegen sind in baumarmen offenen Agrarlandschaften Ostösterreichs die Siedlungsdichten beträchtlich (um das 10-fache) geringer (ZWICKER & HERB 1989 zit. in DVORAK et al. 1993).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 lag die Siedlungsdichte der Art bei 18,6 BP/10 ha (\pm SE 1,9). Damit war der Buchfink im Nationalpark Thayatal die weitest verbreitete und häufigste Art. Er erreichte hier weit überdurchschnittliche Großflächendichten, die nur noch in kleinen Untersuchungsgebieten in Hartholzauen und Eichen-Hainbuchenwäldern übertroffen werden (FLADE 1994).

Im Jahr 2008 (s. Abbildung 46) lag die Siedlungsdichte bei 11,7 BP/10 ha (\pm SE 1,3) bei einem Variationskoeffizienten von ca. 11%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 9,5 und 14,6 BP / 10 ha. Insgesamt 366 Registrierungen gingen in die Auswertung ein, der AIC für das bestangepasste Modell (Hazard, Polynomial, Werte bis zu einer Distanz von 130 m in 4 Intervallen) betrug 943,66. Der Gesamtbestand wird auf 1.380-1.730 BP geschätzt.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet.

Girlitz (*Serinus serinus*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Der Girlitz ist unter den Finkenvögeln die Charakterart halboffener, reich strukturierter Landschaften. Lockere Baumbestände, Gebüschgruppen und Freiflächen v.a. aber ein reichhaltiges Angebot an samentragenden Stauden und Kräutern (z.B. Löwenzahn, Wegerich) sind typische Elemente in Girlitzrevieren (BAUER ET AL. 2005B, FLADE 1994). Die Anlage der Nester erfolgt häufig jedoch nicht ausschließlich in Koniferen, oft in Gärten oder im Dorfrandbereich. Als ursprünglich mediterrane Art eroberte der Girlitz Mittel- und Nordeuropa erst seit der Mitte des 19. Jhdts. In Österreich besiedelt der Girlitz die offenen Kulturlandschaften v.a. der nördlichen, östlichen und südlichen Landesteile als Brutvogel.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 reichte das Vorkommen des Girlitz bis unmittelbar an den Rand des Nationalparks heran. In den Obst- und Hausgärten von Hardegg und Merkersdorf war er einer der auffälligsten Kulturfolger. In beiden Siedlungen wurden 3-5 Reviere festgestellt. Im Jahr 2001 wurde ein singendes Männchen auf einer Schlagfläche im Schwarzwald registriert. Dies ist ein Hinweis auf verstreute Einzelbruten in geeigneten temporären Habitaten im Nationalpark.

Auch im Jahr 2008 gab es ein revierhaltendes Männchen im Nationalpark (in der Nähe der Ruine Kaja).

Gefährdung und Schutz: Trotz einer Bedrohung der Lebensräume durch Reduktion der floristischen Vielfalt auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Zerstörung von Saumbiotopen gilt der Girlitz derzeit in Europa als nicht gefährdet.

Grünfink (*Carduelis chloris*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Als Bewohner parkähnlicher Landschaften mit aufgelockerten Baumbeständen besiedelt der Grünling bevorzugt Feldgehölze, Waldlichtungen und -ränder, Auwälder, Gärten und Alleen. Geschlossene Wälder werden nur im Bereich großer Lichtungen besiedelt. In Siedlungen erreicht er seine höchsten Abundanzen (BAUER ET AL. 2005B, DVORAK et al. 1993). In Österreich gehört der Grünling zu den zehn verbreitetsten Vogelarten des Landes. Er besiedelt alle Landesteile, die Alpen bis hinauf in die Almregionen (DVORAK et al. 1993), wobei die Art bekanntlich auch in den geschlossenen Misch- und Auwäldern Ostösterreichs zum Teil fehlt (LAUERMANN 1976, WINDING & STEINER 1988).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: Im Jahr 2000 wurde der Bestand auf ca. 5 BP (0,38/km²) geschätzt. Aus dem Untersuchungsgebiet liegen nur vereinzelte Nachweise vor, der Grünfink erreicht erwartungsgemäß eine sehr geringe Siedlungsdichte. In Summe bietet der großteils geschlossene Wald nur wenig Raum für die Ansiedlung der Art, die im Kulturland und den Ortschaften der Umgebung häufig ist.

Im Jahr 2008 wurden nur Beobachtungen zu 1-2 Revieren gemacht.

Gefährdung und Schutz: Die europäischen Bestände des Grünlings scheinen mehr oder weniger stabil. Positive (durch Aufforstung, Winterfütterung, Anbau von Nahrungspflanzen) und negative Tendenzen (durch Verlust der Vielfalt der Kulturlandschaft, Biozideinsatz und giftige Saatgutbeizmittel) halten sich derzeit noch die Waage (BAUER & BERTHOLD 1996).

Kernbeisser (*Coccothraustes coccothraustes*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Kernbeißer brüten beinahe ausschließlich in Laub- oder laubholzreichen Mischwäldern, zudem in Parkanlagen, Obstgärten und Streuobstwiesen. Die höchsten Dichten erreicht dieser große Finkenvogel in Eichen - Hainbuchenbeständen und Auwäldern (KRÜGER 1979, BAUER ET AL. 2005B). Die Verbreitungsschwerpunkte der Art in Österreich liegen in den Laubmischwäldern Ostösterreichs (DVORAK et al. 1993). Durch die unauffällige Lebensweise im Kronenbereich, den unscheinbaren Gesang und die Tendenz zu semikolonialem Brüten stellen sich Bestandserhebungen für die Art als problematisch dar.

Siedlungsdichte und Bestandstrend: 8,4 BP/10 ha (\pm SE 1,6). Große Bereiche des Nationalparks entsprechen dem Optimalhabitat des Kernbeißers, der als Wintergast, Durchzügler (mehrere Schwärme mit insgesamt ca. 1000 Individuen zwischen Umlauf und Einsiedler Mitte März) und als Brutvogel zu den Charakterarten des Gebietes zählt. Die Siedlungsdichte der Art ist die höchste bisher in Österreich bekannt gewordene. Selbst im mitteleuropäischen Vergleich zählt der Wert zu den absolut höchsten (BAUER ET AL. 2005b).

Im Jahr 2008 (s. Abbildung 47) lag die Siedlungsdichte bei 8,8 BP/10 ha (\pm SE 2,1) bei einem Variationskoeffizienten von ca. 23,4%. Das 95%-Konfidenzintervall für die Siedlungsdichteberechnung lag zwischen 5,6 und 13,8 BP / 10 ha. Insgesamt gingen nur 50 Registrierungen in die Auswertung ein, der AIC für das bestangepasste Modell (Hazard, Cosine, Werte bis zu einer Distanz von 60 m) betrug 395,98. Damit kann der Bestand auf 735-1.200 BP geschätzt werden.

Gefährdung und Schutz: Nicht gefährdet. Bestände überregional und lokal gesichert.

Goldammer (*Emberiza citrinella*)

	Europa	Rote Liste Österreich	Rote Liste NÖ
Seltenheit / Bedrohung			

Verbreitung und Biologie: Die Goldammer ist ein typischer Brutvogel der reich gegliederten Kulturlandschaft. Sie ist der typische Vogel in Acker- und Grünlandgebieten, die Singwarten (Sträucher, Einzelbäume), kurzgrasige oder freie Bodenstellen zur Nahrungssuche und störungsfreie Böschungen oder Wegränder zur Nestanlage bieten. Darüber hinaus besiedelt sie auch Waldränder, große Waldlichtungen oder Schlagflächen (BAUER ET AL. 2005B). In Österreich ist sie in den östlichen Flachlandbereichen weit verbreitet und häufig (z.B. STRAKA 1995).

Siedlungsdichte und Bestandstrend: 45-50 BP (3,5 BP/km²). Im Untersuchungsgebiet besiedelt die Goldammer unterschiedliche Habitate. Ausgedehnte Schlagflächen, sofern sie noch ausreichend offene Stellen bieten, lichten steppenartigen Eichenwald und die in den Wald eingestreuten größeren Mähwiesen am Umlauf und im Fugnitzwald.

Im Jahr 2008 wurde - ohne spezielle Erfassung der Wiesen - ein Bestand von 25-27 Revieren erhoben (s. Abbildung 48; 2,0 BP/km²). Der Unterschied zur Grundlagenerhebung dürfte größtenteils methodisch bedingt sein, einige ehemals geeignete Schlagflächen sind aber auch mittlerweile in Folge der Sukzession wieder verbuscht und damit nicht mehr nutzbar.

Gefährdung und Schutz: Aus vielen Untersuchungen der letzten Jahre ist für die Goldammer in Mitteleuropa ein Rückgang des Areals und der Brutbestände belegt (TUCKER & HEATH 1994). Verantwortlich dafür ist die voranschreitende Intensivierung der Landwirtschaft, die zu Strukturarmut, einer Abnahme des Nahrungsangebotes und häufig zum direkten Verlust der Brut während der Mahd führt. Schlagflächen stellen meist nur für wenige Jahre nutzbare Lebensräume dar bevor die Vegetation zu dicht wird. Im Nationalpark Thayatal dürfte die Entwicklung der Art in den unterschiedlichen Habitattypen eine divergierende Entwicklung nehmen. In der Phase der Umwandlung standortfremder Nadelholzbestände entstehen immer wieder Schlagflächen, die dann für mehrere Jahre nutzbar sind. Mit Abschluss dieser Periode verschwindet aber auch der sekundäre Lebensraum. Die Teilpopulation der

Mähwiesen sollte aber dauerhaft von der Wiesenpflege positiv beeinflusst werden, v.a. wenn durch das Wildtiermanagement die Bestände des Schwarzwildes reduziert werden und sich damit ungestörte Waldsäume und Hochstaudenfluren als Neststandort entwickeln.

5. DISKUSSION

Für Unterschiede in den Bestandszahlen bzw. Siedlungsdichten kommen mehrere Ursachen (einzeln oder in verschiedenen Kombinationen) in Frage: Lokale Bestandsfluktuationen, überregionale Bestandstrends, Managementmaßnahmen, Störungen und unterschiedliche Erhebungsmethoden. Bei Arten, für die markante Veränderungen in den Beständen im Nationalpark Thayatal festgestellt wurden, werden mögliche oder wahrscheinliche Ursachen diskutiert.

5.1 Vergleich der Bestandszahlen

Bei ausgewählten Arten, auf die die aktuelle Untersuchung zugeschnitten wurde, sollen Vergleiche der Bestandszahlen zwischen den Jahren 2000 und 2008/2009 angestellt werden.

5.1.1 Schwarzstorch

Der Schwarzstorch ist unbestritten das Sorgenkind unter den wertbestimmenden Vogelarten des Nationalparks. Bereits in der Grundlagenerhebung gab es Hinweise, dass der aktuelle Fortpflanzungserfolg nicht zufriedenstellend war. Ausdauernder, synchroner Segelflug beider Horstpartner während der Hauptbrutzeit bzw. unbesetzte Horste zeigten, dass zumindest einige Brutpaare des Gebiets nicht alljährlich reproduzieren. Nur ein Horst (von 3 regelmäßig kontrollierten) war im Jahr 2000 besetzt.

Es gibt zwar auch aktuell zahlreiche Beobachtungen von balzfliegenden oder nahrungssuchenden Individuen, doch mehrere der bekannten Baumhorste (alle auf Rotbuchen) sind verwaist oder waren trotz GPS-Verortung nicht mehr auffindbar (also vermutlich schon vor längerer Zeit abgestürzt bzw. zerstört). Als Ursachen für Horstverluste kommen Schnee- oder Windbruch in Frage. In wie weit Störungen durch Wanderer oder lokale Gebietsnutzer (Jäger – eig. Beob., Pilzsammler) während der Brutzeit einen entscheidenden Einfluss haben, kann nicht eindeutig festgestellt werden. Die Aufgabe traditioneller Felsenhorste bereits vor dem Jahr 2000 ist jedenfalls mit großer Wahrscheinlichkeit auf Störungen zurückzuführen (vgl. SACKL 1985 und 1993).

Es existiert zwar ein vermutlicher neuer, davor unbekannter Nistplatz im Bereich südlich des Turmfelsens, aufgrund der äußerst unzugänglichen Lage des Gebiets, des scheuen Verhaltens und der Störungsempfindlichkeit des Schwarzstorchs während der Brutzeit konnte aber die genaue Position eines Horstes nicht eruiert werden. Es handelt sich hier aber vermutlich um eine Felsbrut.

5.1.2 Wespenbussard

Die Erhebungsmethode des Wespenbussards war in der aktuellen Untersuchung dezidiert auf diese Art abgestimmt. Besonders bei einer ansonsten unauffälligen Art sollte dies zu deutlich höheren Bestandszahlen führen. Zusätzlich ist aber auch eine tatsächliche Bestandszunahme im Nationalpark denkbar, da die Hauptnahrung der Art (koloniebildende Hymenopteren) mit großer Wahrscheinlichkeit von Managementmaßnahmen (Bestandsumbau mit Auflockerung ehemaliger Forste, Entstehung von Lichtungen) oder auch vom Klimawandel profitiert.

Im Untersuchungsgebiet konnte der Wespenbussard durch die durchgeführte Wiesenpflege (extensive Mahd oder Beweidung) wohl kaum gefördert werden, da die Art hauptsächlich in Altholzbeständen jagt und Wiesen bei der Nahrungssuche meidet (GAMAUF 1999).

Der Bestand des Wespenbussards kann als überdurchschnittlich groß eingestuft werden, doch wird aufgrund der außerordentlichen Lage des Untersuchungsgebietes (der Nationalpark besteht großteils aus Hangwäldern, die als Brutplätze besonders günstig sind) auf eine Dichteberechnung verzichtet. Beobachtungen im Gebiet legen auch nahe, dass die Wespenbussarde sehr große Bereiche im Umland beiderseits der Staatsgrenze zur Nahrungssuche nutzen.

5.1.3 Mäusebussard

Im Vergleich der beiden Untersuchungen hat sich der Zahl der festgestellten Reviere des Mäusebussards ungefähr verdoppelt. Ein Teil der "Erhöhung" ist mit großer Wahrscheinlichkeit auch hier auf die Erfassung von Individuen oder Paaren zurückzuführen, die am frühen Vormittag das Umfeld des Horstes verlassen und in der Thermik kreisend aufsteigen (s. Material und Methoden). Da der Mäusebussard bei der Jagd auf Kleinsäuger hauptsächlich Offenlandbereiche nutzt, können ihm aber auch die Waldumbaumaßnahmen (Entstehen von Lichtungen durch Entnahme nicht standortgerechter Nadelforste) ein größeres und leichter

zugängliches Nahrungsangebot verschaffen. Dann sollte aber in wenigen Jahren, wenn die frisch entstandenen Schlagflächen mit *Rubus* – Dickichten oder Pioniergehölzen zuwachsen, sein Bestand wieder spürbar sinken. Da die Siedlungsdichte der Art generell stark vom Nahrungsangebot (größtenteils Wühlmäuse) abhängig ist, kann ein Bestandshoch auch durch ein Gradationsjahr seiner Hauptbeute mit ausgelöst werden (BAUER et al. 2005).

5.1.4 Uhu

Der Uhu ist vermutlich die Erfolgsgeschichte im Nationalpark – war der Bestand Anfang des Jahrhunderts schon beachtlich und die Abstände revierhaltender Männchen teilweise sehr gering, sind die aktuellen Bestandszahlen mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht ausschließlich auf eine optimierte Methode zurückzuführen. Felswände, die früher als Horstplätze bekannt waren und in der Grundlagenstudie (POLLHEIMER 2001) trotz zahlreicher Begehungen nicht mehr bestätigt werden konnten, sind (wieder) besetzt, in den meisten Fällen gelangen sogar Paarnachweise. Nur eine Felswand im Bereich Kirchenwald, die im Jahr 2000 besetzt war, blieb diesmal ohne Nachweis. Dafür gelangen in Hörweite Nachweise aus anderen Felsbereichen, sodass auch die Möglichkeit einer Umsiedlung (durch sehr geringe Horstabstände ausgelöst?) in Betracht gezogen werden muss. Da der Kirchenwald zu den abgelegensten Bereichen im Nationalpark gehört, sind anthropogene Ursachen jedenfalls sehr unwahrscheinlich.

Neben der Reduktion der Störungen durch das Reglement des Nationalparks (z.B. Schwalbenfelsen, Hardegger Warte) ist aber auch ein positiver Einfluss durch Maßnahmen des Waldmanagements (Auflichtung ehemals dichter Koniferenbestände) denkbar. So kommt es vermutlich zu einer lokalen Zunahme von Kleinsäugetieren, auf jeden Fall wird das vorhandene Nahrungsangebot für den Uhu in einem lückigen Bestand oder auf Lichtungen besser zugänglich.

Bisher verbliebene Föhren- oder Fichteninseln sollen als wichtige Tageseinstände (s. MEBS & SCHERZINGER 2000) daher auch im Bestand belassen werden (z.B. Kirchenwald oberhalb Steinernes Meer).

5.1.5 Waldkauz

Die Art ernährt sich hauptsächlich von Kleinsäugetieren (v.a. Langschwanz- und Wühlmäuse), kann aber in Jahren mit geringen Mäusepopulationen eher auf alternative Beutetiere auswei-

chen und ist damit weniger von den Bestandsschwankungen der Hauptbeutetiere abhängig als andere Eulenarten (AEBISCHER 2008). Gewisse zyklische Änderungen in seinem Bestand zeigt aber auch diese Art.

Der Waldkauz beginnt seine Brutsaison ähnlich dem Uhu sehr früh im Jahr, zudem liegt der tageszeitliche Schwerpunkt seiner Rufaktivität deutlich nach der des Uhu erst bei völliger Dunkelheit (MEBS & SCHERZINGER 2000, AEBISCHER 2008). Somit war der Waldkauz in der Grundlagenuntersuchung (POLLHEIMER 2001) sehr wahrscheinlich untererfasst.

Beide Gründe dürften ursächlich für die stark voneinander abweichenden Bestandszahlen in den beiden Erhebungen sein.

5.1.6 Eisvogel

Starke jährliche Bestandsfluktuationen sind typisch für den Eisvogel. Er verlässt in der Regel Mitteleuropa im Winter nicht, was bei anhaltend tiefen Temperaturen zu einer hohen Sterblichkeit führt. Dese Verluste werden aber durch 3-4 Bruten in einer Saison (BAUER et al. 2005) wieder ausgeglichen. Das Waldviertel mit seinem kontinental beeinflussten Klima (trocken-warme Sommer, sehr kalte Winter) sollte also beispielhaft für solche Bestandsschwankungen sein. Die vorliegenden Ergebnisse mit einer Spannweite von 1 über 3-4 bis 9 Revieren belegen diese Annahme.

5.1.7 Wendehals

Die Bestände des Wendehalses sind in Mitteleuropa in den letzten Jahren zum Teil bedrohlich zusammengeschrumpft (BAUER & BERTHOLD 1996). Kleine Vorkommen wie das im Nationalpark Thayatal sind gegenüber großräumigen Trends besonders empfindlich. Auch Managementmaßnahmen (Wiesenpflege), die das Nahrungsangebot steigern, schaffen da offensichtlich keinen ausreichenden Ausgleich.

5.1.8 Grauspecht

Der Grauspecht zeigte eine erfreuliche Entwicklung im Nationalpark, die auch überregionalen Trends der Art entgegen läuft. Aus zahlreichen Untersuchungen in Mitteleuropa (z.B. KILZER et al. 2002, BAUER et al. 2005) werden ansonsten stärkere Bestands- und Arealverluste für die Art gemeldet. In den meisten Gebieten, in den Grau- und Grünspecht gemeinsam vorkommen, ist der Grauspecht (z.T. deutlich) seltener, eine Ausnahme stellen hier die

March – Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzgebiet dar (ZUNAKRATKY et al. 2000).

GLUTZ & BAUER (2001 und darin zitierte Literatur) legen dar, dass "der Grauspecht wesentlich weniger kälteempfindlich ist als der Grünspecht; Kältewinter beeinflussen seinen Bestand nicht direkt, doch scheint der Grauspecht von Bestandseinbußen beim Grünspecht zu profitieren. So betrug das Verhältnis der Grau- und Grünspechtbeobachtungen bei Basel von 1929 bis 1939 1:1,5 und 1961/62 sogar 1:2,0, nach den Kältewintern 1939–41 und 1962/63 hingegen 1:0,3. In den vorher vom Grünspecht besiedelten Tallagen und Ortschaften des Kreises Münden (Süd-niedersachsen) hat der Grauspecht seit dem Winter 1962/63 beträchtlich zugenommen, und im Gladenbacher Bergland betrug das Verhältnis Grau-/ Grünspecht vor 1962/63 1:3, 1975 4:2, stellenweise sogar 5:2. Stellenweise leben Grau- und Grünspecht eng nebeneinander; über eventuelle interspezifische Reviere ist nichts bekannt (vgl. Nahrung). Bei Schlaf- oder Nistplatzkonkurrenz unterliegt in der Regel der Grauspecht". Aufgrund seiner morphologischen Merkmale (Beine, Muskulatur, Stüttschwanz, Zunge) scheint der Grauspecht auch beim Nahrungserwerb einem gewissen Konkurrenzdruck durch den Grünspecht zu unterliegen (GLUTZ & BAUER 2001).

Daraus lässt sich ableiten, dass ein Rückgang des Grünspechts (s. unten) eine Zunahme des Grauspechts mit ermöglicht haben kann. Darüber hinaus können Managementmaßnahmen (Entnahme nicht standortgerechter Nadelholzforste) mit einer Öffnung von anthropogen beeinflussten Waldbereichen zu einem verbesserten Habitatangebot für den Grauspecht geführt haben.

5.1.9 Grünspecht

Als Hauptnahrung ist der Grünspecht beinahe ausschließlich auf Wiesen bewohnende Ameisen (*Lasius*, *Formica* und *Myrmica* spp.) angewiesen (BAUER et al. 2005, MUSCHKETAT & RAQUÉ, 1993). Durch diesen hohen Spezialisierungsgrad reagiert die Art auch sehr empfindlich auf harte Winter, besonders auf hohe Schneelagen (CHRISTEN 1994). Eine mögliche Beeinträchtigung auf lokaler Ebene besteht durch die Aufgabe der Wiesennutzung an der Thaya östlich der Kajamündung. Dichte und hochwüchsige Vegetation vermindert die Durchsonnung in Bodennähe, zusätzlich steigt die Feuchtigkeit in bodennahen Bereichen. Im ungünstigeren Mikroklima werden die Temperaturen zum Ausreifen der Ameisenpuppen nicht mehr erreicht. Solche Bereiche werden von den Ameisen vollständig geräumt, der

Grünspecht als Nahrungsspezialist verliert seine Lebensgrundlage (HAVELKA & RUGE 1993, MUSCHKETAT & RAQUÉ 1993). Möglicherweise gehen auf den Wiesen mit extensiver Bewirtschaftung die Ameisen durch den hohen Fraßdruck des Wildschweins ebenfalls zurück. Gerade extensiv bewirtschaftete Wiesen (z.B. Untere Bärenmühle, Fugnitzwiesen) wurden in den letzten beiden Jahren durch die Wühltätigkeit von Wildschweinen außergewöhnlich stark in Mitleidenschaft gezogen.

In Österreich ist der Grünspecht zwar weit verbreitet, Rückgänge in den Beständen sind aber auch hier zu verzeichnen (DVORAK et al. 1993).

Beim Grünspecht könnten also sehr unterschiedliche Faktoren (überregionale Bestands-trends, teilweise Nutzungsaufgabe, Fraßdruck auf Wiesen bewohnende Ameisen) zu einem Rückgang des Bestandes geführt haben.

5.1.10 Weißrückenspecht

Der Weißrückenspecht besiedelt naturnahe oder urwaldartige Waldbestände mit hohem Altholzanteil, sterbenden und toten Stämmen und Moderholz. Er ist ein ausgesprochener "Totholzspezialist", sowohl was die Anlage seiner Brut- und Übernachtungshöhlen als auch was den Nahrungserwerb betrifft. Er bevorzugt reine Laubwälder oder in Mischwäldern zumindest einen hohen Laubholzanteil. (RUGE & WEBER 1974, GLUTZ & BAUER 2001, SCHERZINGER 1982, WESOŁOWSKI 1995, BLUME & TIEFENBACH 1997). Aufgrund dieser speziellen Ansprüche an seinen Lebensraum ist der Weißrückenspecht in Mitteleuropa mit Ausnahme der Slowakei ein zerstreuter und seltener Brutvogel (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Selbst in Optimalhabitaten bleibt die Siedlungsdichte sehr gering. Bis auf wenige Ausnahmen (z.B. Ötscher – Dürrensteingebiet, s. FRANK & HOCHBNER 2001) sind seine Reviere ca. 100 ha groß, großflächige Dichten liegen zwischen 0,5 bis max. 1 Rev./km² (WESOŁOWSKI 1995). In Österreich ist er der seltenste Specht mit einem vorläufig geschätzten Bestand von 800-1.500 Revieren (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Durch die heimliche Lebensweise der Art gelangen aber immer wieder neue Nachweise bzw. werden höhere Bestände als vermutet bekannt.

Die geringere Zahl an Nachweisen im Vergleich zur Grundlagenerhebung ist daher kein Anlass, einen tatsächlichen Bestandsrückgang zu vermuten.

Erst im Jahr 2008 gelang die erste konkrete Sichtbeobachtung (nach zahlreichen Trommel- und Rufnachweisen in den Jahren davor).

5.1.11 Mittelspecht

Die "Bestandszunahme" von 35 auf 65-70 Reviere beim Mittelspecht ist mit Sicherheit auf eine verfeinerte, genau auf die Art abgestimmte Erhebungsmethode zurückzuführen. Schon in der Grundlagenuntersuchung wurde vermutet, dass mithilfe von Klangattrappen ein Bestand von 70-100 Revieren erhoben werden könnte (POLLHEIMER 2001).

Eine Siedlungsdichte von 5,3 BP/km² für den Nationalpark Thayatal ist etwa vergleichbar mit dem Lainzer Tiergarten in Wien (WICHMANN & FRANK 2005). Großflächig wird nur im burgenländischen Leithagebirge mit einer Abundanz von 8,7 Revieren pro km² ein deutlich höherer Wert erreicht (DVORAK et al. 2007).

5.1.12 Kleinspecht

Ein leicht erhöhter Bestandwert für den Kleinspecht kann mit großer Wahrscheinlichkeit auf eine effizientere Erfassungsmethode (mit Klangattrappe) zurückgeführt werden. Überregional werden in Auwäldern und Streuobstwiesen stärkere Rückgänge gemeldet, in anderen Waldgesellschaften kann es aber durch starke Totholzzunahme durch Baumkrankheiten auch zu regionalen Zunahmen kommen (BAUER et al. 2005). Da aber im Thayatal schon bei der Gründung des Nationalparks hohe Totholzmengen vorhanden waren, wird diesem Faktor keine entscheidende Bedeutung zugemessen.

In den Teilbereichen Kirchenwald, Fugnitzwald, Kaja bis Wendelwiese wurden mithilfe von Klangattrappen lokale Revierkonzentrationen festgestellt. Eine auffällige Lücke im Vergleich zur Grundlagenstudie (POLLHEIMER 2001) zwischen Unterer Bärenmühle und Kajamündung könnte durch eine saisonal bereits abflauende Ruf- und Reaktionsfreudigkeit auf Tonbandlockungen bedingt sein.

Der Kleinspecht erreichte in den Jahren 2008 und 2009 eine überdurchschnittliche Siedlungsdichte von 1,35 Revieren/km², für größere Flächen werden ansonsten üblicherweise Abundanzen <1 Brutpaar/km² festgestellt (vgl. BAUER et al. 2005, GLUTZ & BAUER 2001).

5.1.13 Waldlaubsänger

Trotz eines dramatischen Rückganges der Art in Österreich (-50% seit 1998, TEUFELBAUER 2010) ist die Siedlungsdichte und damit der Bestand im Nationalpark stabil geblieben. Aufgrund dessen, dass an beiden Begehungsterminen zahlreiche Registrierungen gelangen,

erlauben die Daten ein sehr gut angepasstes Modell der Dichteberechnung mit geringer Streubreite.

5.1.14 Halsbandschnäpper

Der Bestand des Halsbandschnäppers hat im Nationalpark deutlich zugenommen, allein die stark gestiegene Zahl an Streudaten im Rahmen der Erhebungen weist auf ein dichteres Vorkommen der Art im Jahr 2008 hin. Eine ausgeprägte Zunahme in den letzten zehn Jahren in Österreich und lokal verbesserte Habitatbedingungen (Reduktion von Nadelholzbeständen, Schaffen von durchsonnten Lichtungen, Freistellung von alten Laubbäumen) dürften zu dieser überaus erfreulichen Entwicklung beigetragen haben. Dadurch beherbergt der Nationalpark Thayatal eine der bedeutendsten Populationen des Halsbandschnäppers in Österreich.

5.2 Waldbauliche Umwandlungen

Auch wenn eine Beseitigung der standort- und florenfremden Nadelholzforste prinzipiell gutzuheißen ist (naturnahe Laubwaldgesellschaften sind in der collinen Höhenstufe durch die moderne Forstwirtschaft selten geworden und typische Vogelgemeinschaften fehlen oftmals), verschwinden damit wichtige Habitatparameter für einige schützenswerte Nicht-Singvögel (z.B. Graureiher, Habicht, Sperber, Uhu).

Folgende Forderungen, die bereits in der Grundlagenstudie formuliert wurden, können daher nur nochmals betont werden:

Forstarbeiten dürfen ausschließlich außerhalb der Brutsaison (Anfang August bis Mitte Februar) stattfinden, um Störungen sensibler Arten wie Schwarzstorch und Uhu zu vermeiden.

Einzelne ältere Fichten oder Kiefern sollten im Bestand belassen werden. Sie stellen wichtige Horstbäume, Tageseinstände oder Deckung für manche Großvögel dar. Diesem Punkt kommt nach den aktuellen Beobachtungen eine besondere Bedeutung zu, denn Uhus (Männchen und Weibchen) beginnen mit ihren Balzrufen oftmals bereits am späten Nachmittag, wenn sie sich noch in den Tageseinständen befinden. Und diese Tageseinstände waren etwa im Kirchenwald (aber auch nahe des Krähenfelsens auf tschechischer Seite) relativ dichte Fichtenbestände.

5.3 Störungen und Ausweisung von Ruhezeiten

Diesem Thema wurde bereits in der Grundlagenstudie Beachtung geschenkt, da störungsarme oder –freie Bereiche für Tierarten, die gegenüber menschlicher Anwesenheit oder Aktivität empfindlich reagieren, gerade in einem Nationalpark eine herausragende Bedeutung erlangen. Bei der geringen Flächengröße des Nationalparks Thayatal und der vorhandenen Wegestruktur bleibt bei der Festlegung solcher Bereiche kein großer Spielraum (s. SACHSLEHNER 2000). Zusätzlich zu diesen allgemeinen Erwägungen ist die Nutzung bestimmter Nationalparkabschnitte durch störungsempfindliche Arten zu berücksichtigen. Als Beispiel wurden dabei Schwarzstorch, Uhu und Sakerfalke genannt, und die Erfahrung der letzten Jahre scheint diese Einschätzung zumindest zum Teil zu rechtfertigen, wenn auch in unterschiedlicher Weise.

Brutverdächtige Beobachtungen für den Schwarzstorch gelangen nur noch in sehr abgelegenen und schwer zugänglichen Bereichen (Turmfelsen, Heimatkreuz), ehemals genutzte Horste in leicht zugänglichen Bereichen sind (offenbar schon seit geraumer Zeit) verwaist. Gerade für den Wald östlich von Kurzer und Langer Marter liegen Beobachtungen von Störungen im Umfeld ehemals besetzter Horste im sensiblen Zeitraum Ende April bis Anfang Mai vor.

Der Uhu hat mittlerweile auch jene Felspartien wieder besiedelt, die in der Zeit der Nationalparkgründung noch verwaist waren. In einigen Fällen könnte die Einstellung der Angelfischelei dazu beigetragen haben, am Schwalbenfelsen ist als Ursache der Wiederbesiedlung die Einstellung der permanenten Grenzsicherung nach dem Fall des Eisernen Vorhangs und dem Beitritt der Tschechischen Republik zur Europäischen Union und dem Schengen-Protokoll zu vermuten. Denn am Ansatz des Felsplateaus befindet sich ein ehemals besetztes Wachhäuschen der Grenzsicherung, und alten Spuren zufolge wurde auch das Felsplateau oberhalb der Wand des öfteren (möglicherweise auch in den Abend- und Nachtstunden) betreten.

Der Sakerfalke hat sich im Jahr 2008 in einem sehr exponierten Felsbereich mit einem Brutpaar angesiedelt, leider blieb der Brutversuch ohne Erfolg (V. Skorpikova und M. Valasek schriftl. Mitt.). Der Grund dafür ließ sich nicht eruieren, erfolglose Bruten bei frisch verpaarten, "jungen" Paaren von Großvögeln sind keine Seltenheit (z.B. AEBISCHER 2008). Doch ist es möglicherweise durch Traditions-Besuche am nahegelegenen Heimatkreuz (eig. Beob.)

auch zu Störeinflüssen gekommen, die für einen Bruterfolg abträglich waren. Im Jahr 2009 kam es dann zu einer Verpaarung eines Sakerfalken mit einem Wanderfalken im selben Bereich (M. Valasek schriftl. Mitt.).

6. NEUE NACHWEISE UND DESIDERATA

6.1 Neu nachgewiesene Arten

Im Vergleich zur Grundlagenstudie konnten als ursprünglich fehlende Arten in der Zwischenzeit Waldwasserläufer (*Tringa ochropus*) und Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*) im Nationalpark nachgewiesen werden (vgl. POLLHEIMER 2001).

Zur Zugzeit gelangen Nachweise von Arten im Gebiet des Nationalparks, die davor nur aus dem Umland dokumentiert waren. Dies sind Silberreiher (*Casmerodius albus*), Fischadler (*Pandion haliaetus*) und Lachmöwe (*Larus ridibundus*). Besonders bemerkenswert dabei ist die Beobachtung von drei gemeinsam ziehenden Fischadlern am 21.4.2008, die in den späten Morgenstunden von ihrem nächtlichen Rastplatz am Einsiedler abflogen und kreisend an Höhe gewannen (vgl. ALERSTAM 1993).

Die Beobachtung eines Schmutzgeiers durch D. Walter und den Autor im Rahmen einer Nationalpark-Exkursion 2007 wurde durch die Avifaunistische Kommission von BirdLife Österreich nicht anerkannt (Sitzung vom 1.3.2009), weshalb die Art nicht in die Gebietsavifauna aufgenommen werden kann.

6.2 Nicht mehr nachgewiesene Arten

Nachdem im Jahr 2008 keine Zählungen im Winterhalbjahr durchgeführt wurden, konnte eine ganze Reihe an rastenden oder überwinternden Wasservögeln nicht mehr nachgewiesen werden. Auch den Brutvögel der Umgebung wurde weniger Aufmerksamkeit gewidmet, auch von einigen wenigen Ausnahmerscheinungen gab es keine Nachweise oder Meldungen mehr. Folgende Arten wurden in den Jahren 2008 und 2009 nicht mehr nachgewiesen oder gemeldet:

ART	wissenschaftlicher Name
Blässgans	<i>Anser albifrons</i>

ART	wissenschaftlicher Name
Krickente	<i>Anas crecca</i>
Knäkente	<i>Anas querquedula</i>
Schnatterente	<i>Anas strepera</i>
Tafelente	<i>Aythya ferina</i>
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>
Schellente	<i>Bucephala clangula</i>
Kolbenente	<i>Netta rufina</i>
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>
Haselhuhn	<i>Bonasa bonasia</i>
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>
Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>
Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>
Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>
Uferschwalbe	<i>Riparia riparia</i>
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>
Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>
Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola torquata</i>
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>
Rotdrossel	<i>Turdus iliacus</i>
Schwarzstirnwürger	<i>Lanius minor</i>
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>
Bergfink	<i>Fringilla montifringilla</i>
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>

ART	wissenschaftlicher Name
Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>
Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>
Rohrammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>

7. LITERATUR

- AEBISCHER, A. 2008. Eulen und Käuze. Auf den Spuren der nächtlichen Jäger. Haupt Verlag, 248 pp..
- ALERSTAM, T. 1993. Bird Migration. Cambridge University Press.
- AMT FÜR VERÖFFENTLICHUNGEN DER EUROPÄISCHEN UNION 2007. Richtlinie des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (79/409/EWG). Konsolidierte und aktualisierte Fassung.
- ANDRETZKE, H., SCHIKORE, T. & SCHRÖDER, K. 2005. Artsteckbriefe. - In: SÜDBECK, P., H. ANDRETZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER, CH. SUDFELDT (Hrsg.), Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, 135-695. Radolfzell.
- ASCHENBRENNER, L. 1966. Der Waldlaubsänger. Neue Brehm Bücherei 368. Wittenberg Lutherstadt, 76 pp.
- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. 1996. Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula, Wiesbaden.
- BAUER, H.G., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (HRSG.) 2005a. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Nonpasseres - Nichtsperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- BAUER, H.G., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (HRSG.) 2005b. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Passeres - Sperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- BERG, H.-M. 1995. Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Vögel (Aves). Amt der NÖ Landesregierung / Abt. Naturschutz. 1. Fassung.
- BIBBY, C.J., BURGESS, N.D. & HILL, D.A. 1995. Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann, Radebeul.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12.
- BLANA, H. 1978. Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Verbreitung der Vögel im südlichen Bergischen Land – Modell einer ornithologischen Landschaftsbewertung. Beitr. Avif. Rheinl. 12: 1-225.
- BLUME, D. & TIEFENBACH, J. 1997. Die Buntspechte: Gattung *Picoides*. Neue Brehm Bücherei, Magdeburg, 152 pp.
- CHRISTEN, W. 1994. Bestandsentwicklung von Grünspecht *Picus viridis* und Grauspecht *P. canus* von Solothurn 1980-1993. Orn. Beob. 91: 49-58.
- CHRISTIAN, R. 1996. Nationalpark Thayatal. in: WOLKINGER F. (Hrsg.) Natur- und Nationalparks in Österreich. Austria Medien Service, Graz.
- CZIKELI, H. 1983. Avifaunistische Angaben aus dem Bezirk Liezen. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 31, 1-32.

- DVORAK, M. & TEUFELBAUER, N. 2000. Bestandsschwankungen österreichischer Brutvögel in den Jahren 1998-2000. Ergebnisse des Brutvogelmonitorings von BirdLife Österreich. Vogelkdl. Nachr. Ostösterreich 11/4: 85-90.
- DVORAK, M., RANNER, A. & BERG, H.-M. 1993. Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges. Vogelkunde, Wien, Österreich.
- DVORAK, M., WENDELIN, B., POLLHEIMER, M., POLLHEIMER, J. & OBERWALDER, J. 2007. SPA Leithagebirge. Kartierung von gemäß Richtlinie 79/409/EWG schützenswerten Vogelarten und Erarbeitung von Managementgrundlagen in den drei burgenländischen Natura 2000-Gebieten Neusiedler See – Seewinkel, Nordöstliches Leithagebirge und Mattersburger Hügelland. Im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 5 – Anlagenrecht, Natur- und Umweltschutz.
- FEIGE, K.-D. 1986. Der Pirol. Neue Brehm Bücherei 578. Wittenberg, 216 pp.
- FIUCZYNSKI, D. 1987. Der Baumfalke. Neue Brehm Bücherei 575, Wittenberg.
- FLADE, M. 1994. Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW – Verlag, Eching, Bundesrepublik Deutschland.
- FRANK, G & HOCHBNER, T. 2001. Erfassung der Spechte – insbesondere des Weißrückenspechtes *Picoides leucotos* – im Rahmen des LIFE-Projektes Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht, St. Pölten.
- FREY, H. 1973. Zur Ökologie niederösterreichischer Uhopopulationen. Egretta 16: 1-68.
- FREY, H. 1981. Vorkommen und Gefährdung des Uhus in Europa. Ökol. Vögel 3: 293-299.
- FREY, H. 1992. Bestandsentwicklung und Jungenproduktion des Uhus (*Bubo bubo*) in Niederösterreich zwischen 1969 und 1991.
- FRÜHAUF, J. 2005. Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: ZULKA, K. P. et al. 2005. Rote Listen gefährdeter Tierarten Österreichs, Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter .Grüne Reihe des Lebensministeriums. Band 14/1, Herausg.v. Lebensministerium / Wien.
- GAMAUF, A. 1991. Greifvögel in Österreich. Bestand – Bedrohung – Gesetz. Monographien Bd. 20, Umweltbundesamt Wien, Österreich.
- GAMAUF, A. 1999. Der Wespenbussard (*Pernis apivorus*) ein Nahrungsspezialist? Der Einfluss sozialer Hymenopteren auf Habitatnutzung und Home Range-Größe. Egretta 42: 57-85.
- GLUTZ, U. VON BLOTZHEIM & BAUER, K. 2001. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9. Columbiformes – Piciformes. Genehmigte Lizenzausgabe e-book, 1150 pp.
- HABERL, W. 1995. Zum Beutespektrum des Mäusebussards, *Buteo buteo* (Accipitridae), im Waldviertel (Niederösterreich). Egretta 38: 124-129.
- HAVELKA, P. & RUGE, K. 1993. Trends der Populationsentwicklung bei Spechten (Picidae) in der Bundesrepublik Deutschland. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 33-38.

- JENNI, L. 1983. Habitatnutzung, Nahrungserwerb und Nahrung von Mittel- und Buntspecht (*Dendrocopos medius* und *D. major*) sowie Bemerkungen zur Verbreitungsgeschichte des Mittelspechts. Orn. Beob. 80: 29-57.
- JOHNSON, K. 1993a. The Black Woodpecker *Dryocopus martius* as a keystone species in forest. Doctoral dissertation, Uppsala.
- JOHNSON, K. 1993b. Breeding success for large hole-nesting species using nest holes made by the Black Woodpecker (*Dryocopus martius*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 139-142.
- KILZER, R. & BLUM, V. 1991. Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Österr. Ges. f. Vogelkunde, Landesstelle Vorarlberg, 278 pp.
- KILZER, R., AMANN, G. & KILZER G. 2002. Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.
- KNÜWER, H. 1981. Ergebnisse einer fünfjährigen Greifvogelbestandsaufnahme im Münsterland. Charadrius 17: 131-143.
- KRAUS, F. 2000. Nationalpark Thayatal. Portele & NP Thayatal GmbH, Wien, Hardegg, 173 pp.
- KRÜGER, S. 1979. Der Kernbeißer. Neue Brehm Bücherei 525. Wittenberg, 108 pp.
- LAIR, C. & OBERWALDER J. 1997. Anpassungen von Drosseln (*Turdus* spp.) an einen alpinen Höhengradienten – Siedlungsdichte und Brutbiologie. Diplomarbeit, Univ. Innsbruck.
- LANDMANN, A. 1987. Ökologie synanthroper Vogelgemeinschaften: Struktur, Raumnutzung und Jahresdynamik der Avizöosen. Biologie und Ökologie ausgewählter Arten. Dissertation, Univ. Innsbruck.
- LAUERMANN, H. 1976. Die Vögel des Forstes Trübenbach im nordöstlichen Waldviertel (Niederösterreich). Egretta 19: 23-60.
- LEISLER, B. & THALER E. 1982. Differences in morphology and foraging behaviour in the Goldcrest and Firecrest. Ann. Zool. Fennici 19: 277-284.
- LÖHRL, H. 1974. Die Tannenmeise. Neue Brehm Bücherei 472. Wittenberg, 110 pp.
- LÖHRL, H. 1990. Experimentelle Untersuchungen zum Konkurrenzproblem bei Höhlenbrütern. Vogelschutz in Österreich 5: 39-47.
- LÖHRL, H. 1991. Die Haubenmeise. Neue Brehm Bücherei 609, Wittenberg.
- LOSKE, K.-H. 1987. Habitat, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*) in Mittelwestfalen. Ökol. Vögel. 7: 135-154.
- LÜBCKE, W. & FURRER, R. 1985. Die Wacholderdrossel. Neue Brehm Bücherei 569, Wittenberg.
- LUDER, R. 1981. Qualitative und quantitative Untersuchung der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet. Ornithol. Beob. 78: 137-192.
- MAKATSCH, W. 1958. Die Wirtsvögel unseres Kuckucks in Österreich. Egretta 1: 21-22.

- MARTI, C. & BREITENMOSER-WÜRSTEN C. 1991. Nestlingsnahrung und Fütterfrequenz der Bergstelze *Motacilla cinerea* im Saanenland. Orn. Beob. 88: 265-285.
- MARTIŠKO, J., VAČKAŘ J. & JAGOŠ B. 1995. Die Vogelwelt des Nationalparks Thayatal. Tschechisch mit dt. Artliste und Zusammenfassung. Brno, Moravské Zemské Muzeum.
- MEBS, T. & SCHERZINGER, W. 2000. Die Eulen Europas – Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos, Stuttgart.
- MENZEL, H. 1968. Der Wendehals. Neue Brehm Bücherei 392, Wittenberg, 100 pp.
- MICHALEK, K. & WINKLER, H. 1997. Der Buntspecht – Vogel des Jahres 1997: Hacken und Klettern – ein Leben am Baum. Falke 44: 4-8.
- MÖCKEL, R. 1988. Die Hohltaube. Neue Brehm Bücherei 590. Ziemsen Verlag, Wittenberg, 199 pp.
- MÖCKEL, R. 1992. Auswirkungen des "Waldsterbens" auf die Populationsdynamik von Tannen- und Haubenmeisen (*Parus ater*, *P. cristatus*) im Westerzgebirge. Ökol. Vögel 14: 1-100.
- MUSCHKETAT, L.F. & RAQUE, K.-F. 1993. Nahrungsökologische Untersuchungen an Grünspechten (*Picus viridis*) als Grundlage zur Habitatpflege. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 139-142.
- NEWTON, I. & WYLLIE, I. 1992. Recovery of a Sparrowhawk population in relation to declining pesticide contamination. J. Appl. Ecol. 20: 476-484.
- NEWTON, I. 1998. Population Limitation in Birds. Academic Press, London, 597 pp.
- POLLHEIMER, M. & POLLHEIMER J. 1995. Die Vogelwelt der Gamperlacke - Untersuchung zur Struktur der Brutvogelgemeinschaft eines naturnahen Feuchtgebietes im mittleren Ennstal, Steiermark. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich, 6 (4): 101-108.
- POLLHEIMER, J. 2001. Ornithologische Erhebungen im Nationalpark Thayatal. Ber. i. Auftr. d. Nationalpark Thayatal GesmbH. BirdLife Österreich. Wien. 127 pp.
- POLLHEIMER, M., WRBKA, TH. & ZECHMEISTER, H.G. 2002, Hrsg. Moose, Gefäßpflanzen und Vögel als Bioindikatoren nachhaltiger Nutzung österreichischer Kulturlandschaften. Bericht an das BMBWK im Rahmen des Forschungsschwerpunkts Kulturlandschaftsforschung.
- PROJEKTGRUPPE "ORNITHOLOGIE UND LANDSCHAFTSPLANUNG" DER DEUTSCHEN-ORNITHOLOGEN GESELLSCHAFT 1995. Qualitätsstandards für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in raumbedeutsamen Planungen. NFN Medien-Service Natur, Minden.
- RUGE, K. & BRETZENDORFER, F. 1981. Biotopstrukturen und Siedlungsdichte beim Schwarzspecht (*Dryocopus martius*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 20: 37-48.
- RUGE, K. & WEBER, W. 1974. Biotopwahl und Nahrungserwerb beim Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*) in den Alpen. Vogelwelt 95: 138-147.
- SACHSLEHNER, L. 1992. Zur Siedlungsdichte der Fliegenschnäpper (Muscicapinae s. str.) auf stadtnahen Wienerwald-Flächen Wiens mit Aspekten des Waldsterbens und der Durchforstung. Egretta 35: 121-153.

- SACHSLEHNER, L. 1995. Reviermerkmale und Brutplatzwahl in einer Naturhöhlen-Population des Halsbandschnäppers *Ficedula albicollis* im Wienerwald, Österreich. *Vogelwelt* 116: 245-254.
- SACHSLEHNER, L. 2000. Störungspotentiale im Nationalpark Thayatal. Typoskript, Rosenberg NÖ.
- SACHSLEHNER, L. & BERG, H.-M. 2002. Heuschreckenkundliche Untersuchung der Wiesen- und trockenstandorte im Nationalpark Thayatal. Faunistik, Ökologie, Schutz und Managementvorschläge. Im Auftrag der Nationalpark Thayatal GmbH. Stockerau und Wien, 133 pp.
- SACKL, P. 1985. Der Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) in Österreich - Arealausweitung, Bestandsentwicklung und Verbreitung. - *Vogelwelt* 106: 121-141.
- SACKL, P. 1993. Aktuelle Situation, Reproduktion und Habitatsprüche des Schwarzstorchs. In: L. Meckling (Hrsg.), Internationale Weißstorch- und Schwarzstorchtagung. - Schriftenreihe Umwelt und Naturschutz Kreis Minden-Lübbecke 2: 54-63.
- SCHERZINGER, W. 1981. Zur Verbreitung des Schwarzspechts (*Dryocopus martius*) im Nationalpark Bayerischer Wald. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 20: 51-67.
- SCHERZINGER, W. 1982. Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenr. d. Bayer. Staatsministeriums f. ELF 9.
- SCHUSTER, S., BLUM V., JACOBY H., KNÖTSCH G., LEUZINGER H., SCHNEIDER M., SEITZ E. & WILLI P. 1983. Die Vögel des Bodenseegebiets. OAG Bodensee, Konstanz, 379 pp.
- SPINDLER, T. 2000. Nationalpark Thayatal – Fischökologische Untersuchung. Im Auftrag der Nationalparkverwaltung Thayatal und des Fischerei-Revierverbandes Korneuburg.
- STRAKA, U. 1989. Der ökologische Zustand des Stockerauer Augebiets. Gutachten im Auftrag der Stadtgemeinde Stockerau, 45 pp. + Anhang.
- STRAKA, U. 1995. Verbreitung und Häufigkeit von Goldammer, Grauammer, Ortolan und Rohrammer in einem Ackerbaugebiet im südlichen Weinviertel im Jahr 1994. - *Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich*, 6 (1): 1-4.
- SÜDBECK, P. & GALL, T. 1993. Der Mittelspecht (*Picoides medius*) in Schleswig-Holstein – Erfassungsprobleme und ihre Konsequenzen für Bestandsschätzungen. *Corax* 15: 211-221.
- SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, CH. (Hrsg.) 2005. Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- SUTHERLAND, W.J. (Hrsg.) 1996. *Ecological Census Techniques – A Handbook*. Cambridge University Press.
- SUTHERLAND, W.J. (Hrsg.) 2000. *The Conservation Handbook: Research, Management and Policy*. Blackwell Science.
- SZIEMER, P. 1988. Beiträge zur Ethologie und Ökologie der Hohltaube, *Columba oenas* L. 1758. Diss. Univ. Wien, 131 pp.
- TEUFELBAUER, N. 2010. Monitoring der Brutvögel Österreichs. Bericht über die Saison 2009. BirdLife Österreich, Wien.

- THALER, E. 1990. Die Goldhähnchen. Neue Brehm Bücherei 597. Ziemsen Verlag, Wittenberg, 166 PP.
- THOMAS, L., LAAKE, J.L., DERRY, J.F., BUCKLAND, S.T., BORCHERS, D.L., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., STRINDBERG, S., HEDLEY, S.L., BURT, M.L., MARQUES, F., POLLARD, J.H. & VIEWSTER, R.M. 1998. Distance 3.5. Research Unit for Wildlife Population Assessment. University of St. Andrews, UK.
- TOMIAŁOJC, L. & LONTOWSKI J. 1989. A technique for censusing territorial song thrushes *Turdus philomelos*. Ann. Zool. Fennici 26: 235-243.
- TOMIAŁOJC, L. 1980. The combined version of the mapping method. S. 92-106 in: H. Oelke (Hrsg.): Bird census work and nature conservation. DDA, Lengede.
- TUCKER, G.M. & HEATH M.F. 1994. Birds in Europe: Their conservation status. BirdLife International Cambridge, UK.
- UNDERHILL, L. & GIBBONS, D. 2002 in NORRIS, K. & PAIN, D.J. (Hrsg.): Conserving bird biodiversity: general principles and their application. Cambridge University Press.
- UTSCHIK, H. 1978. Zur ökologischen Einnischung von 4 Laubsängerarten im Murnauer Moos. Anz. Orn. Ges. Bayern 17: 209-224.
- WAGNER, TH. 1993. Saisonale Veränderung in der Zusammensetzung der Nahrung beim Neuntöter (*Lanius collurio*). J. Orn. 134 (1):1-11.
- WESOŁOWSKI, T. 1989. Nest-sites of hole-nesters in a primaeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). Acta Orn. 25: 321-351.
- WESOŁOWSKI, T. 1995. Ecology and Behaviour of White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in a Primaeval Temperate Forest (Białowieża National Park, Poland). Vogelwarte 38: 61-75.
- WICHMANN, G., DVORAK, M., TEUFELBAUER, N. & BERG, H.-M. 2009. Die Vogelwelt Wiens. Atlas der Brutvögel. Verlag NMW, Wien, 382 pp.
- WICHMANN, G & FRANK, G. 2005. Die Situation des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) in Wien. Egretta 48: 19-34.
- WINDING, N. & STEINER H.M. 1988. Donaukraftwerk Hainburg/Deutsch-Altenburg. Untersuchung der Standortfrage (Zoologischer Teil). 4. Vögel. in WELAN M. & WEDL K. Der Streit um Hainburg in Verwaltungs- und Gerichtsakten. Niederösterreich – Reihe Band 5. Akademie für Umwelt und Energie, Laxenburg.
- WINKLER, H., CHRISTIE D.A & NURNEY D. 1995. Woodpeckers. A guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the world. Pica Press, Sussex.
- WRBKA, T., SCHMITZBERGER, I. & THURNER, B. 2004. Vegetationsökologisches Monitoring von waldfreien Habitaten im Nationalpark Thayatal. Für das Institut für Ökologie und Naturschutz, Universität Wien i.A. des Nationalparks Thayatal, Hardegg.
- ZUNA-KRATKY, T., KALIVODOVÁ, E., KÜRTHY, A., HORAL, D. & HORÁK, P. 2000. Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram, 285 pp.
- ZWICKER, E. & HERB B. 1989. Untersuchungen zum Naturraumpotenzial der Parndorfer Platte und eines Abschnittes der Leithaniederung. Vögel. Gutachten im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, Eisenstadt.

8. GEFÄHRDUNGS- UND SCHUTZKATEGORIEN

Rote Liste Niederösterreich (BERG 1995):

RE: Regionally Extinct regional ausgestorben oder verschollen

CR: Critically Endangered vom Aussterben bedroht

EN: Endangered Stark gefährdet

VU: Vulnerable gefährdet

NT: Near Threatened Gefährdung droht (Vorwarnliste)

Rote Liste Österreich (FRÜHAUF 2005):

RE: Regionally Extinct regional ausgestorben oder verschollen

CR: Critically Endangered vom Aussterben bedroht

EN: Endangered Stark gefährdet

VU: Vulnerable gefährdet

NT: Near Threatened Gefährdung droht (Vorwarnliste)

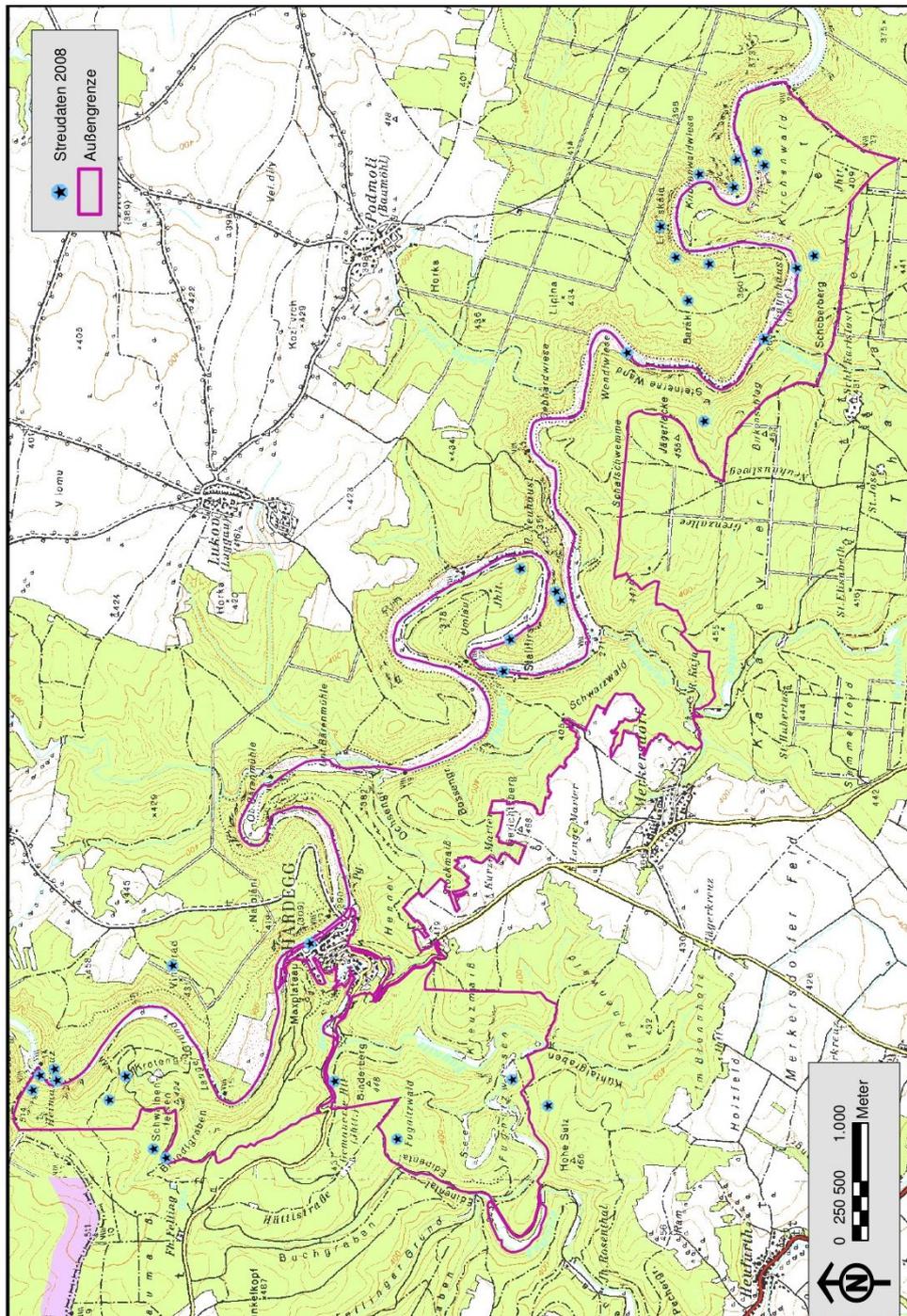
Species of European Conservation Concern (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004):

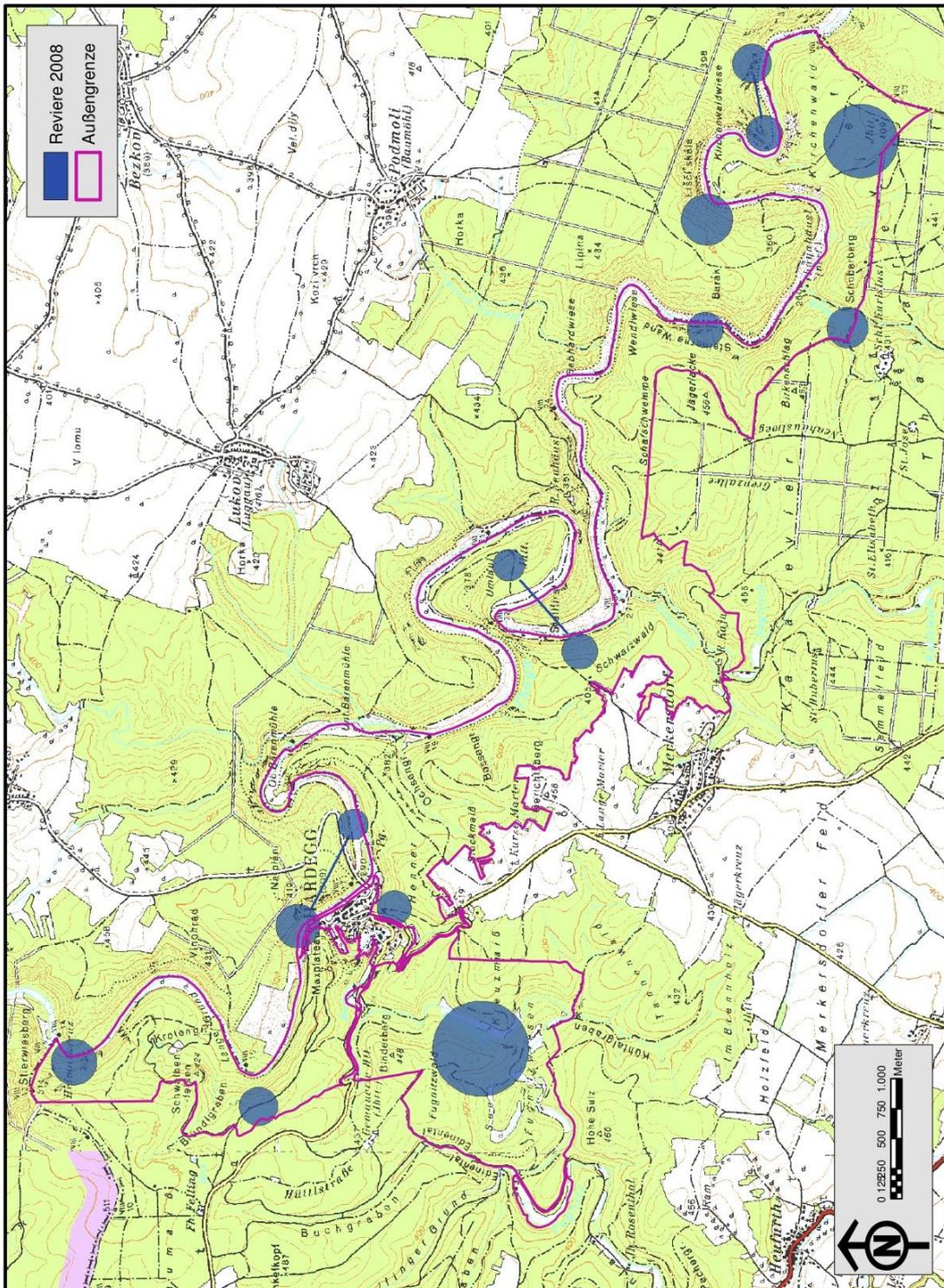
SPEC 1: Weltweit im Bestand bedroht

SPEC 2: Globales Vorkommen in Europa konzentriert und Erhaltungszustand in Europa ungünstig

SPEC 3: Globales Vorkommen nicht in Europa konzentriert, Erhaltungszustand in Europa ungünstig

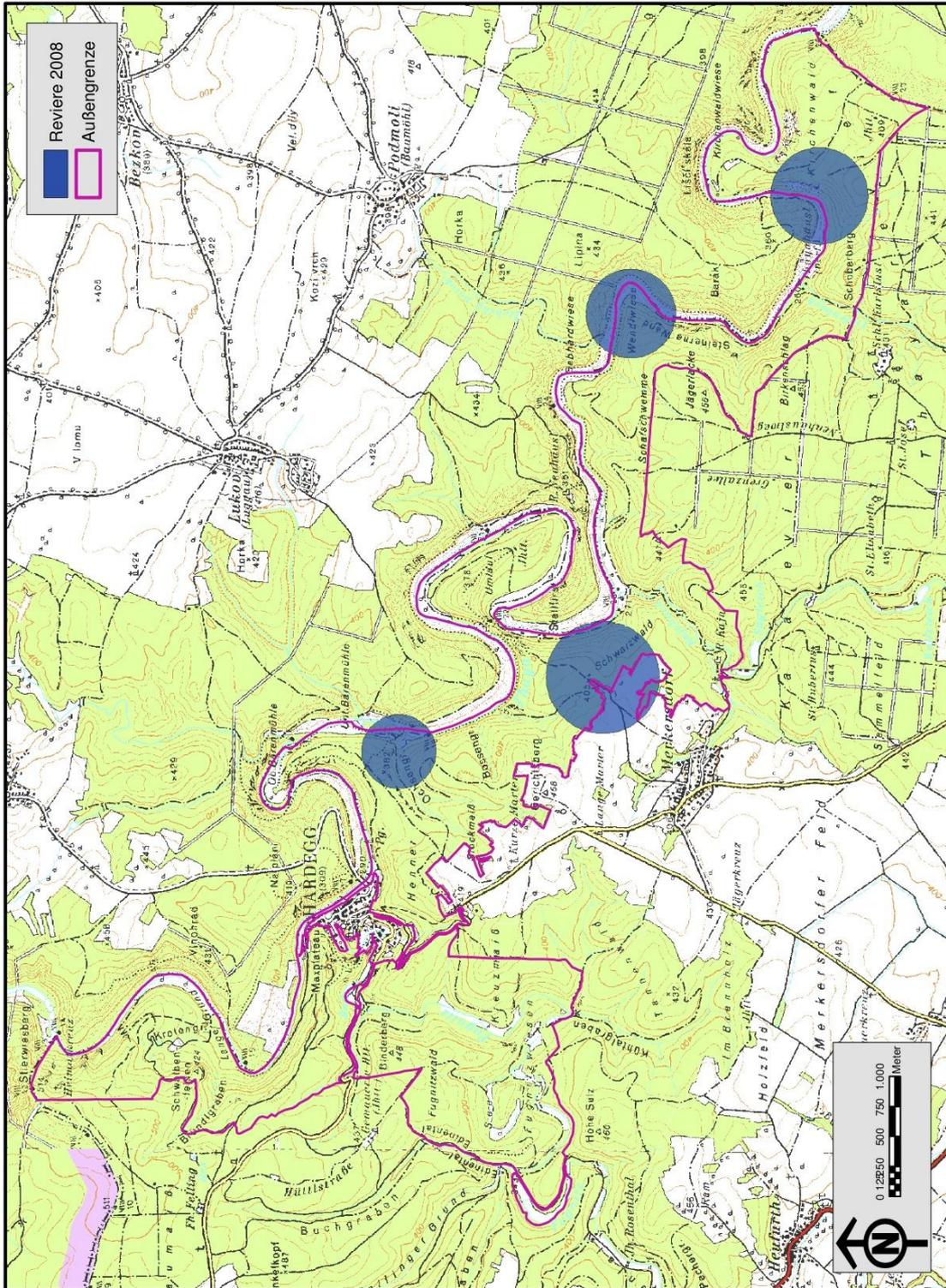
9. ARTKARTEN



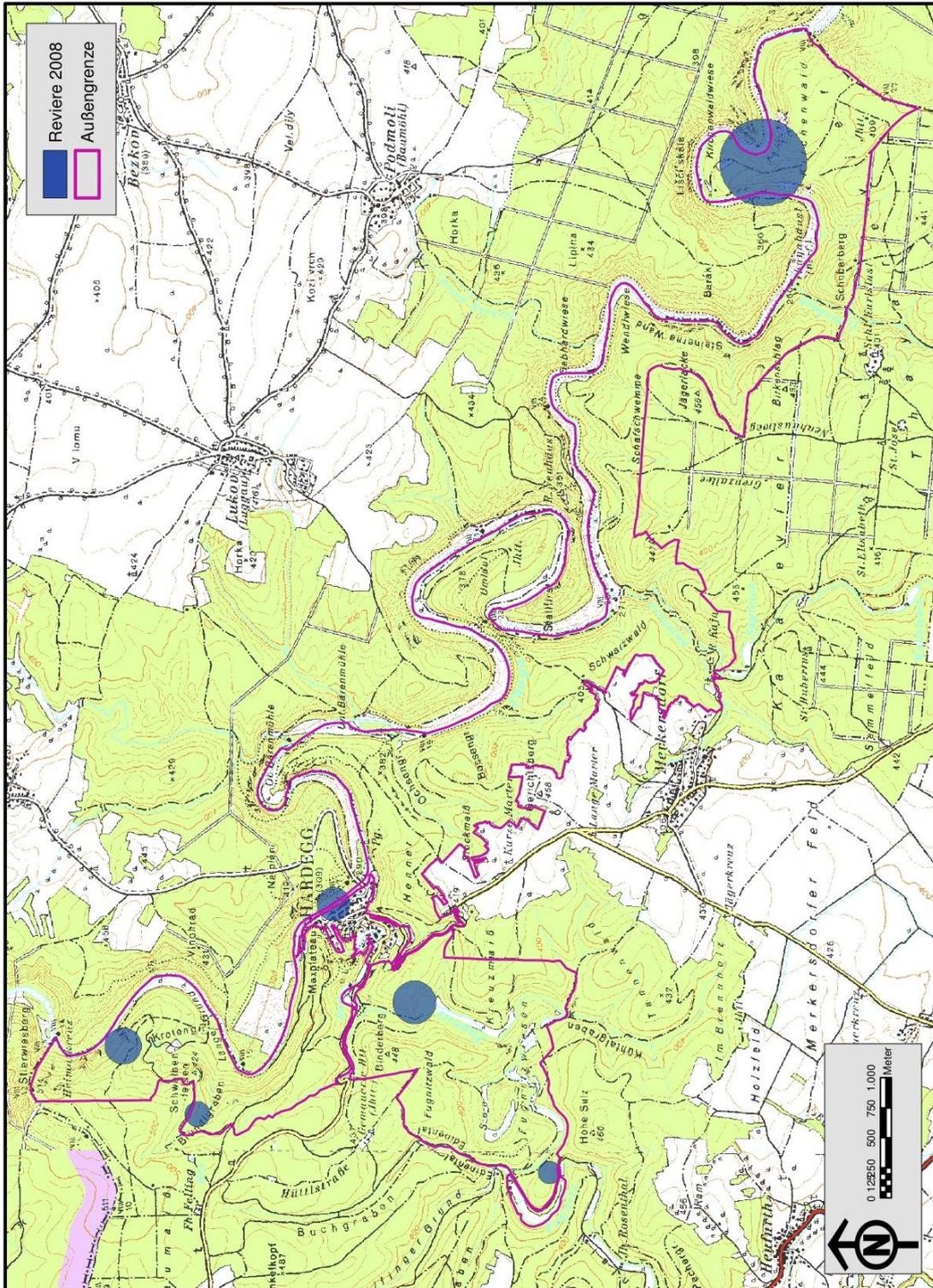


bildung 5: Wespenbussard (Pernis apivorus): Reviere 2008.

Ab



A



bilduna 7: Sperber (*Accipiter nisus*): Reviere 2008.

Ab

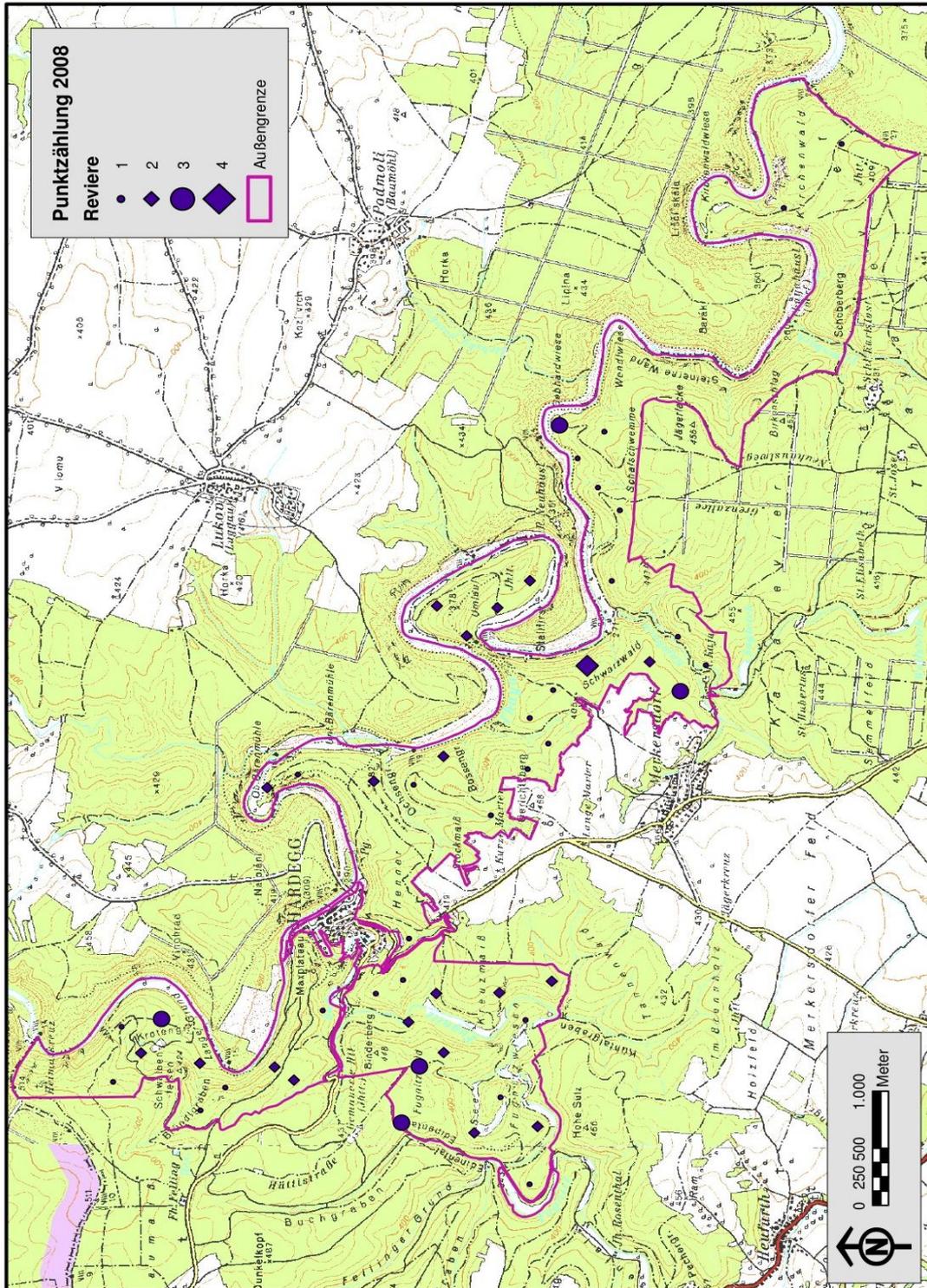


Abbildung 8: Ringeltaube (*Columba palumbus*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

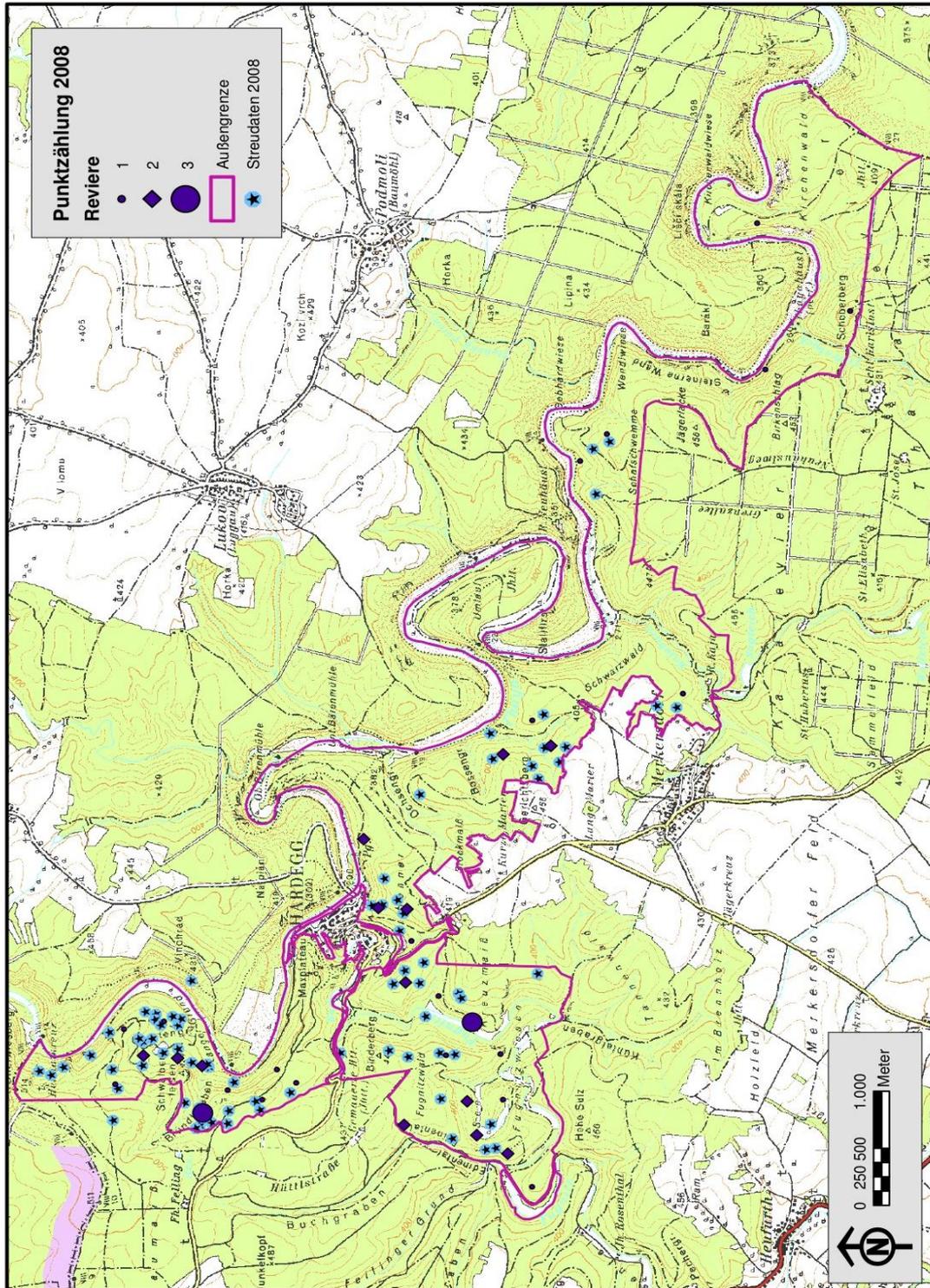


Abbildung 9: Hohltaube (*Columba oenas*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

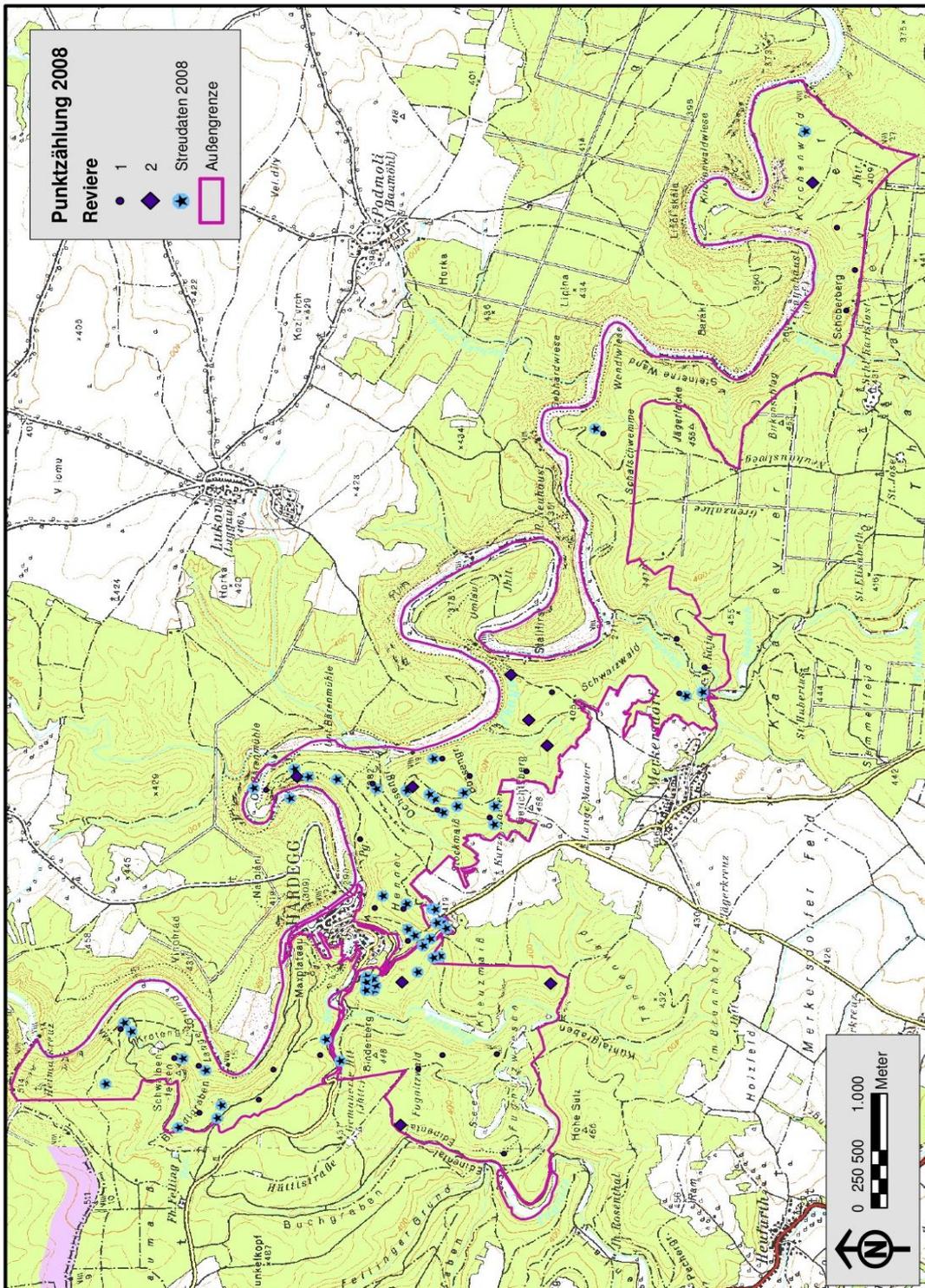


Abbildung 10: Turteltaube (*Streptopelia turtur*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

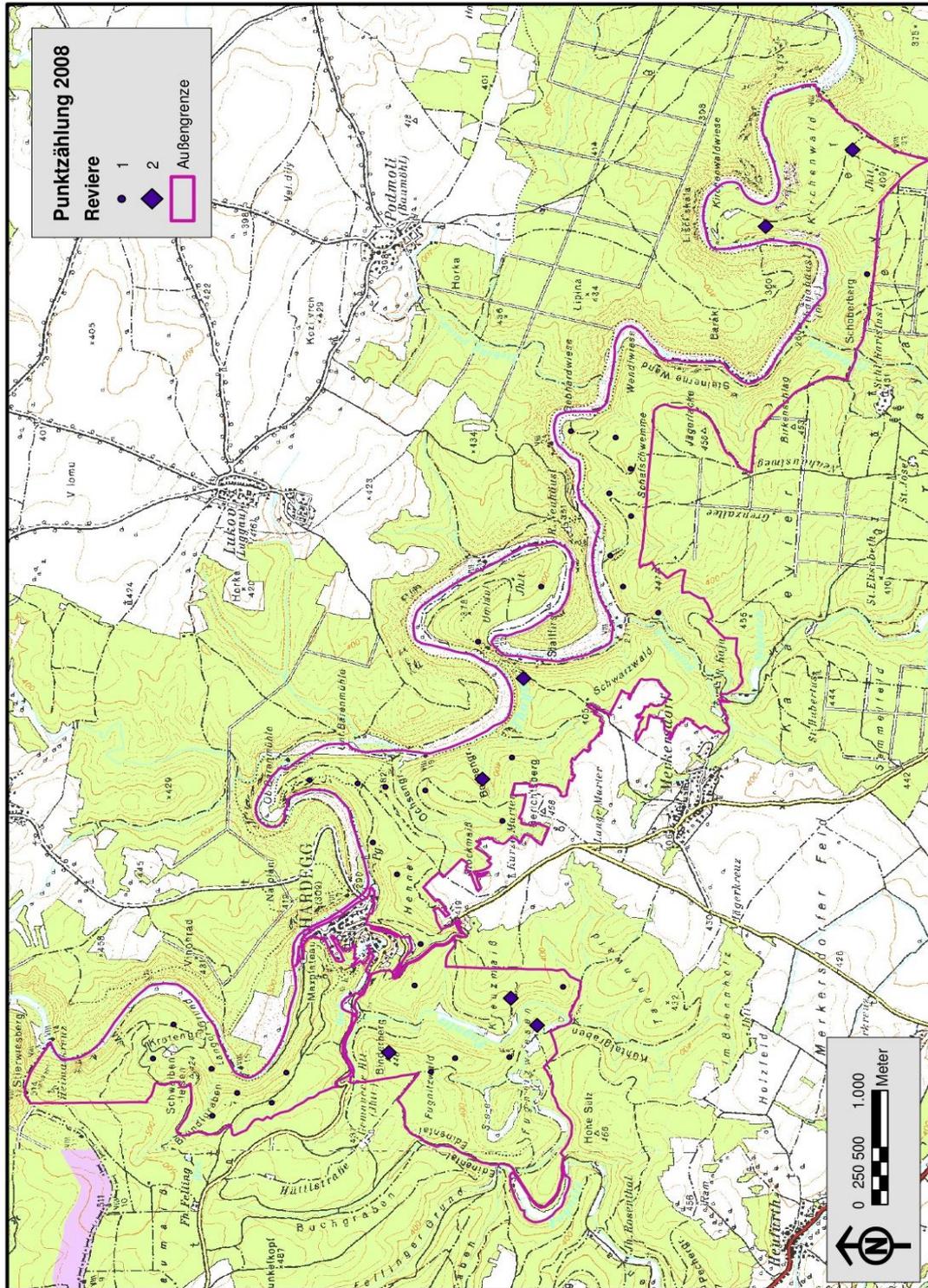


Abbildung 11: Kuckuck (*Cuculus canorus*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

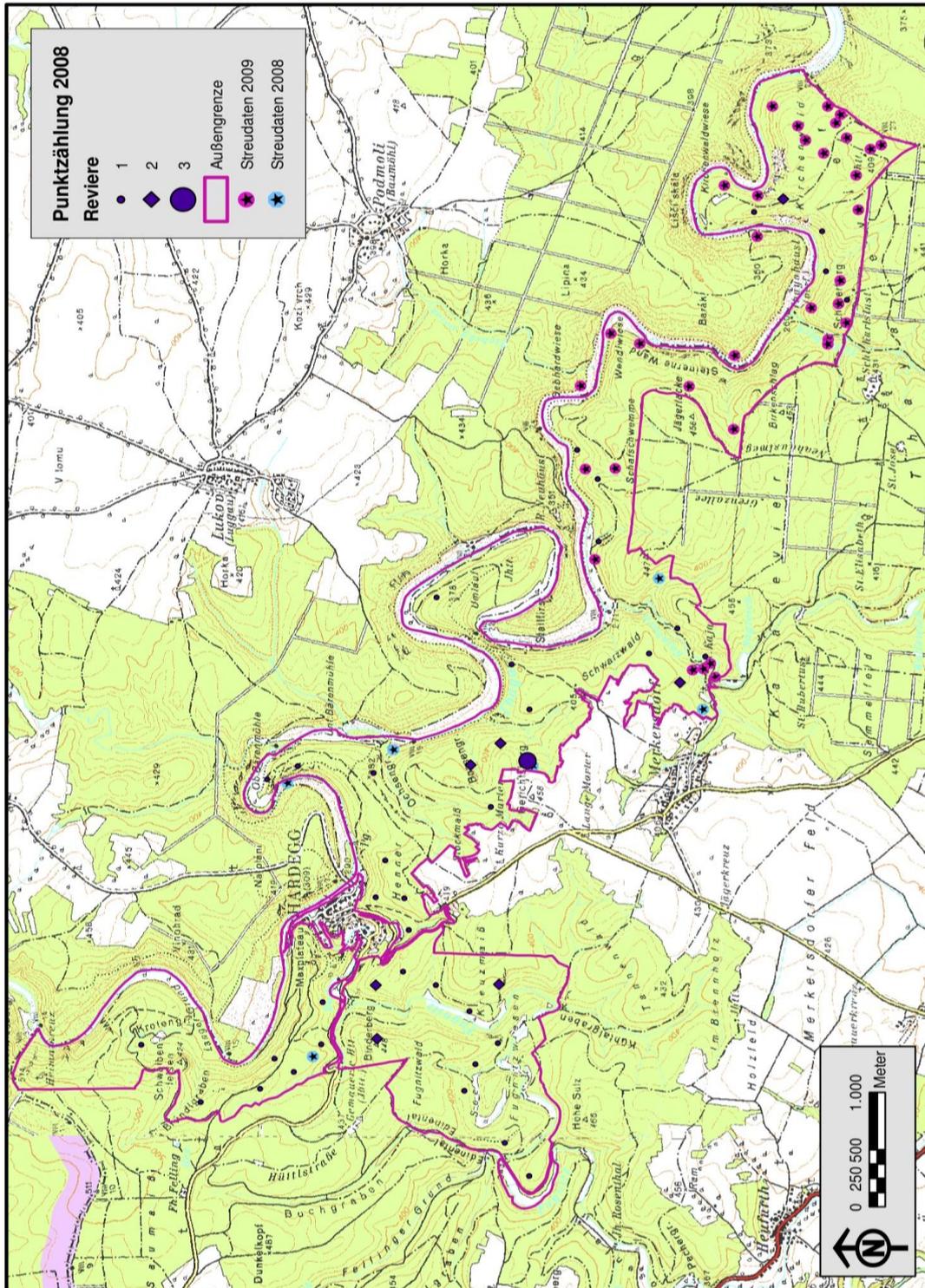


Abbildung 12: Buntspecht (*Dendrocopos major*): Brutzeitbeobachtungen 2008 und 2009.

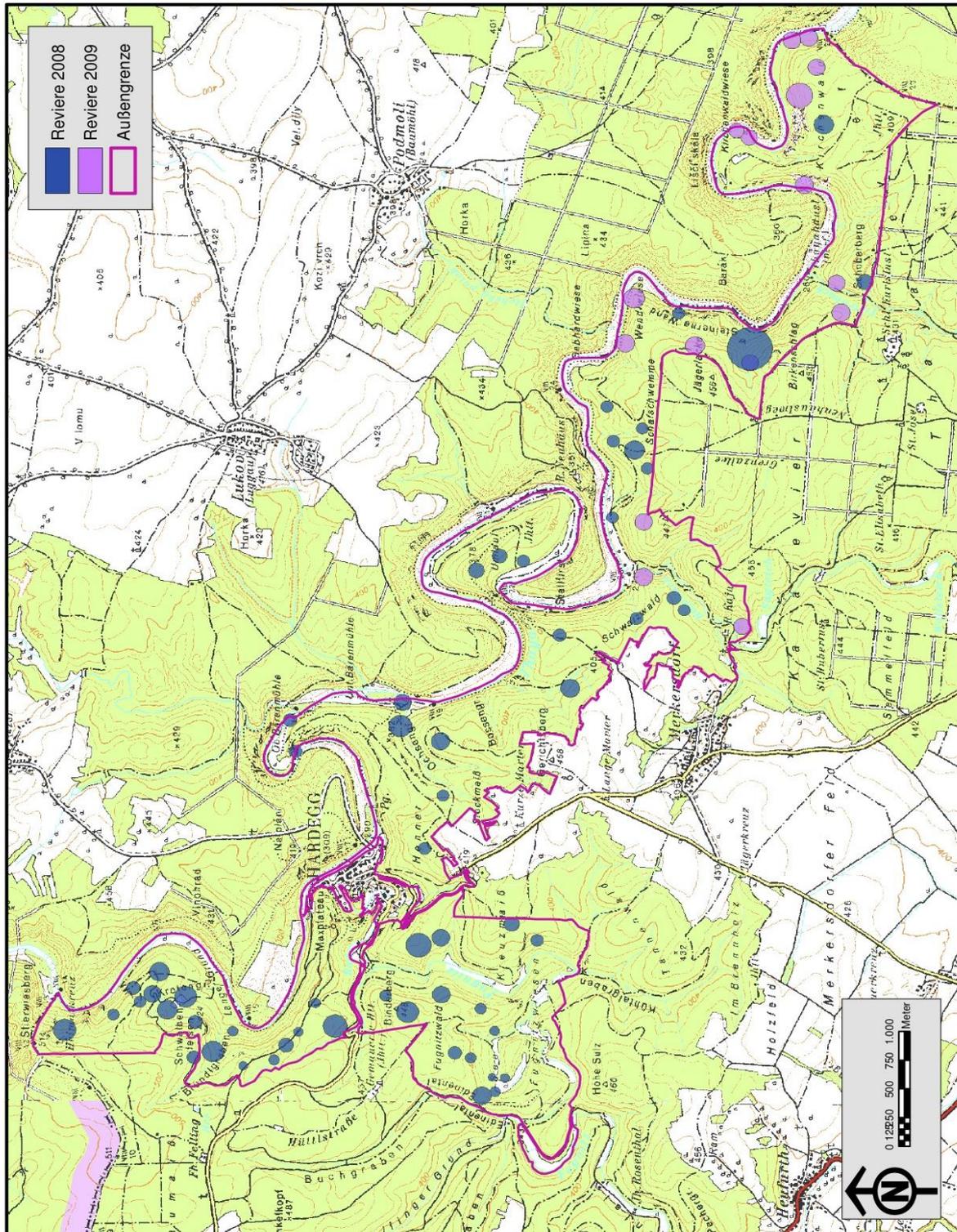


Abbildung 13: Mittelspecht (*Dendrocopos medius*): Revier 2008 und 2009.

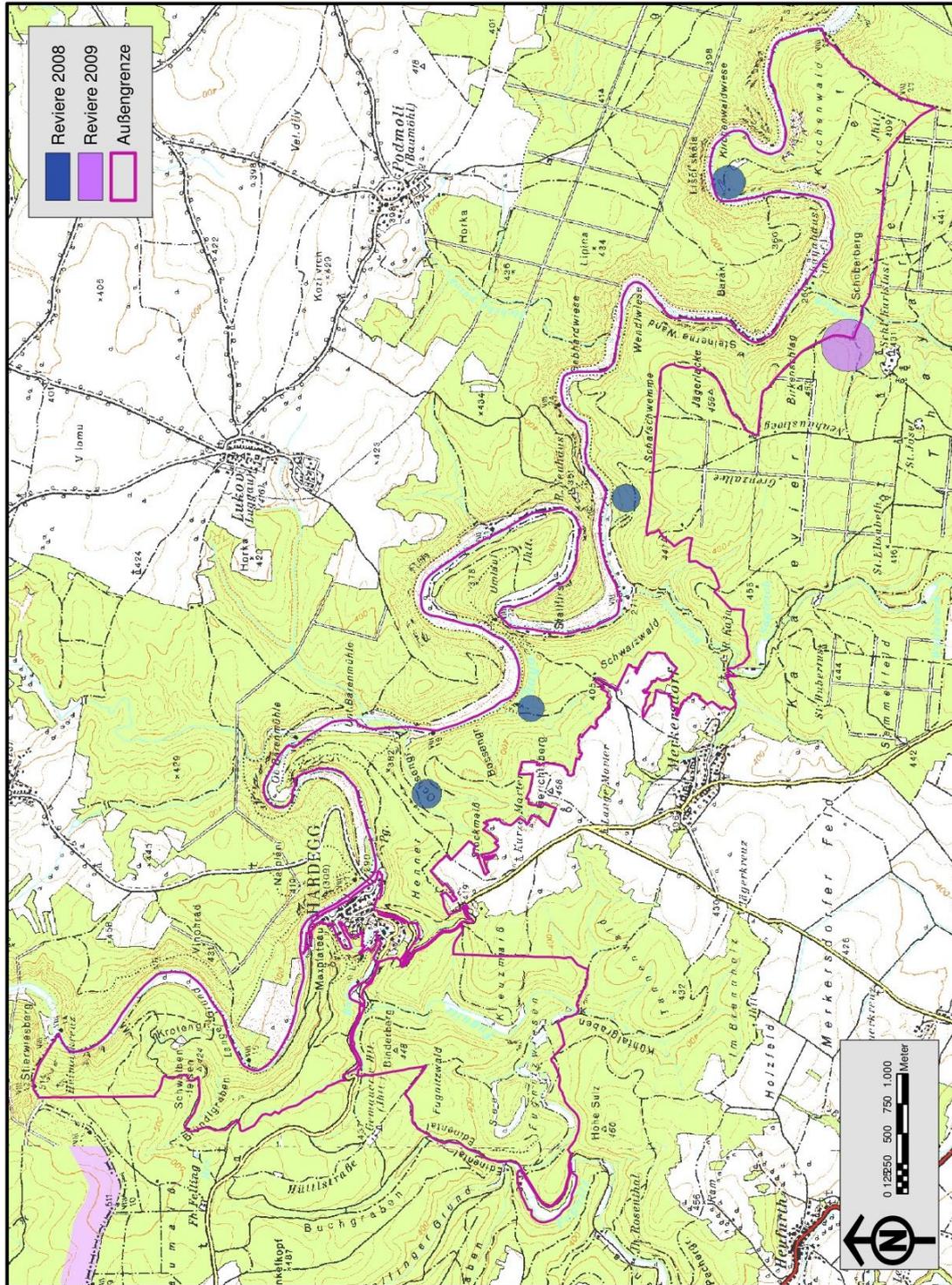


Abbildung 14: Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*): Reviere 2008 und 2009.

A

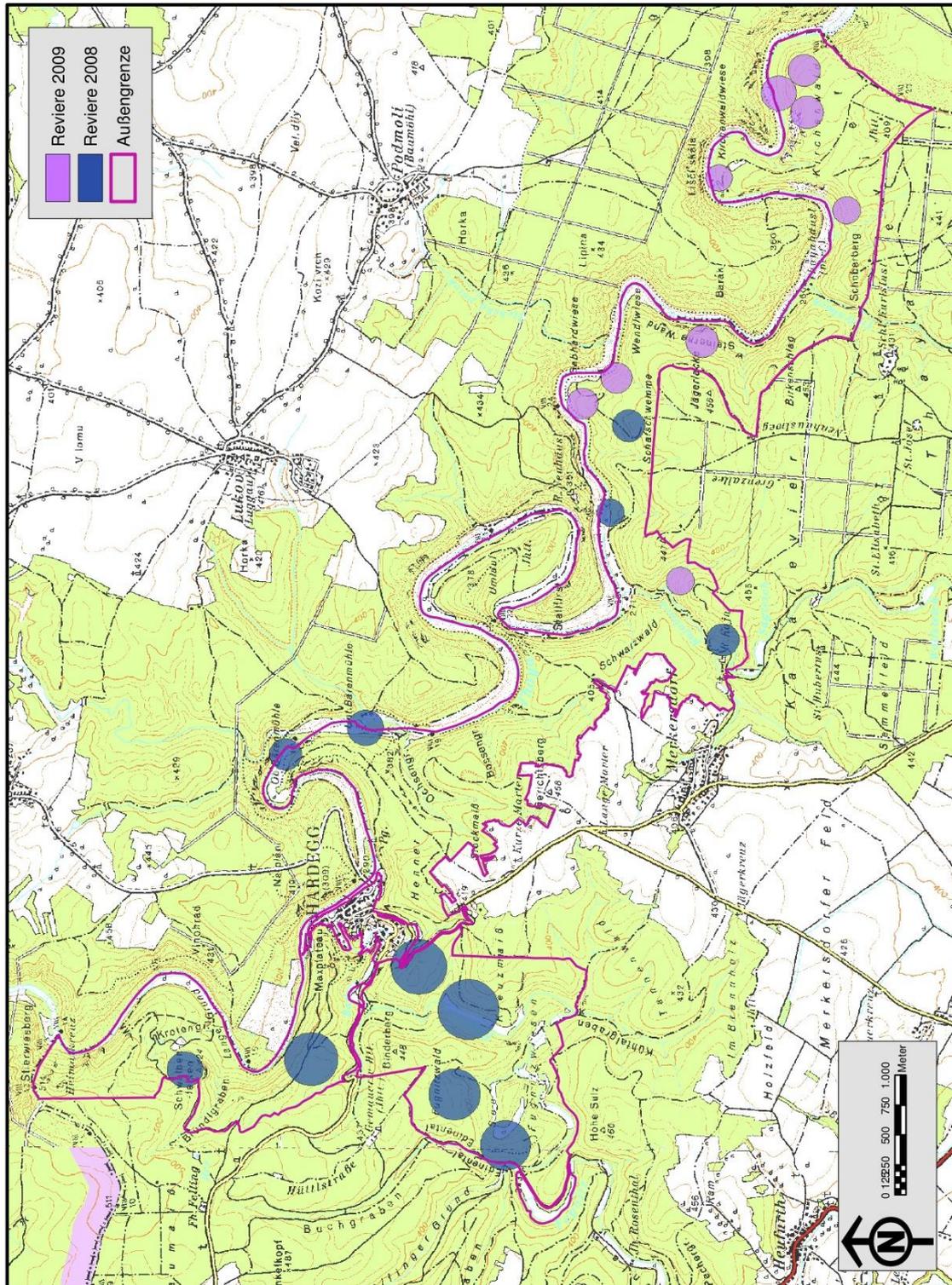


Abbildung 15: Kleinspecht (*Dendrocopos minor*): Reviere 2008 und 2009.

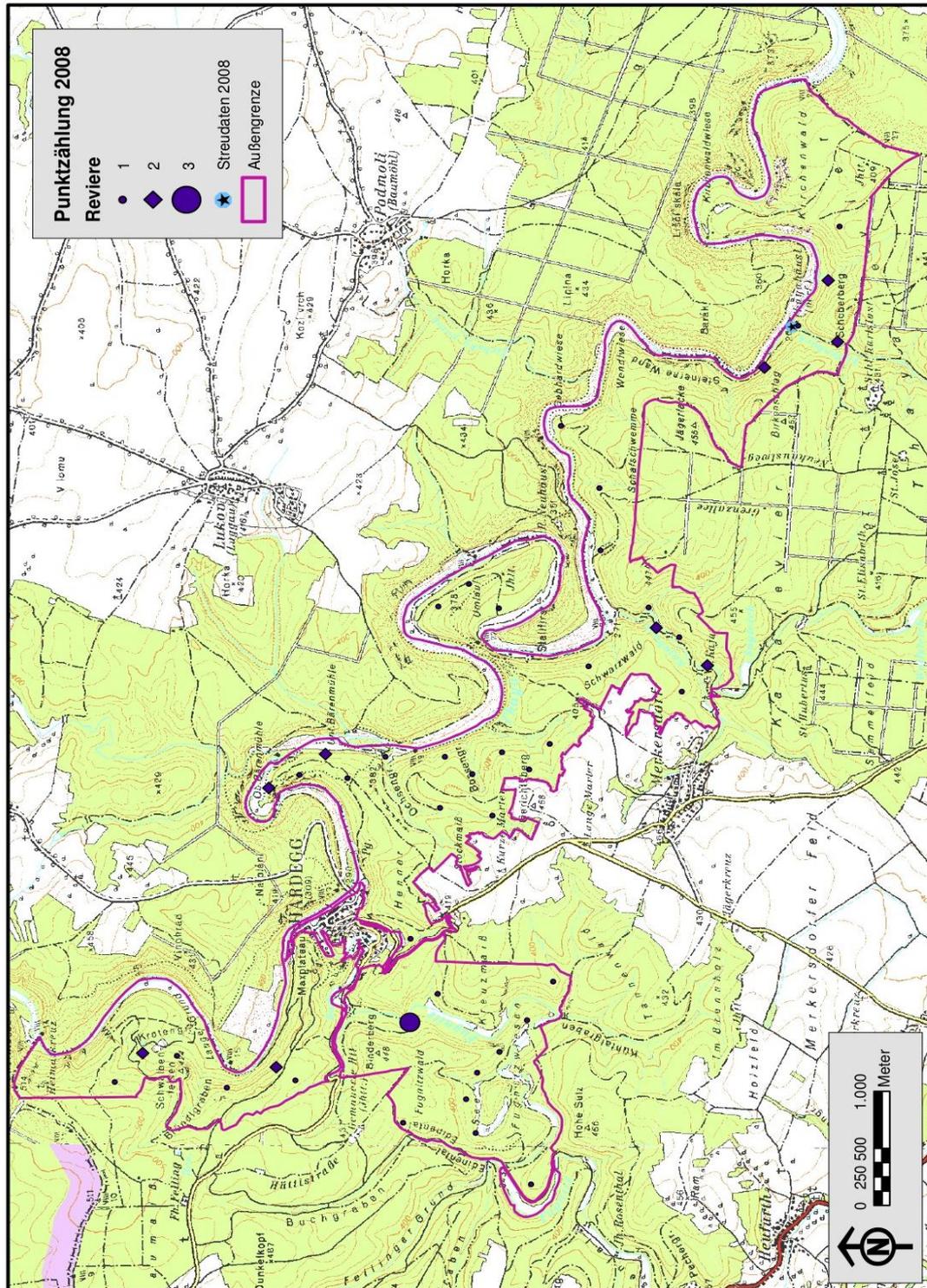


Abbildung 16: Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

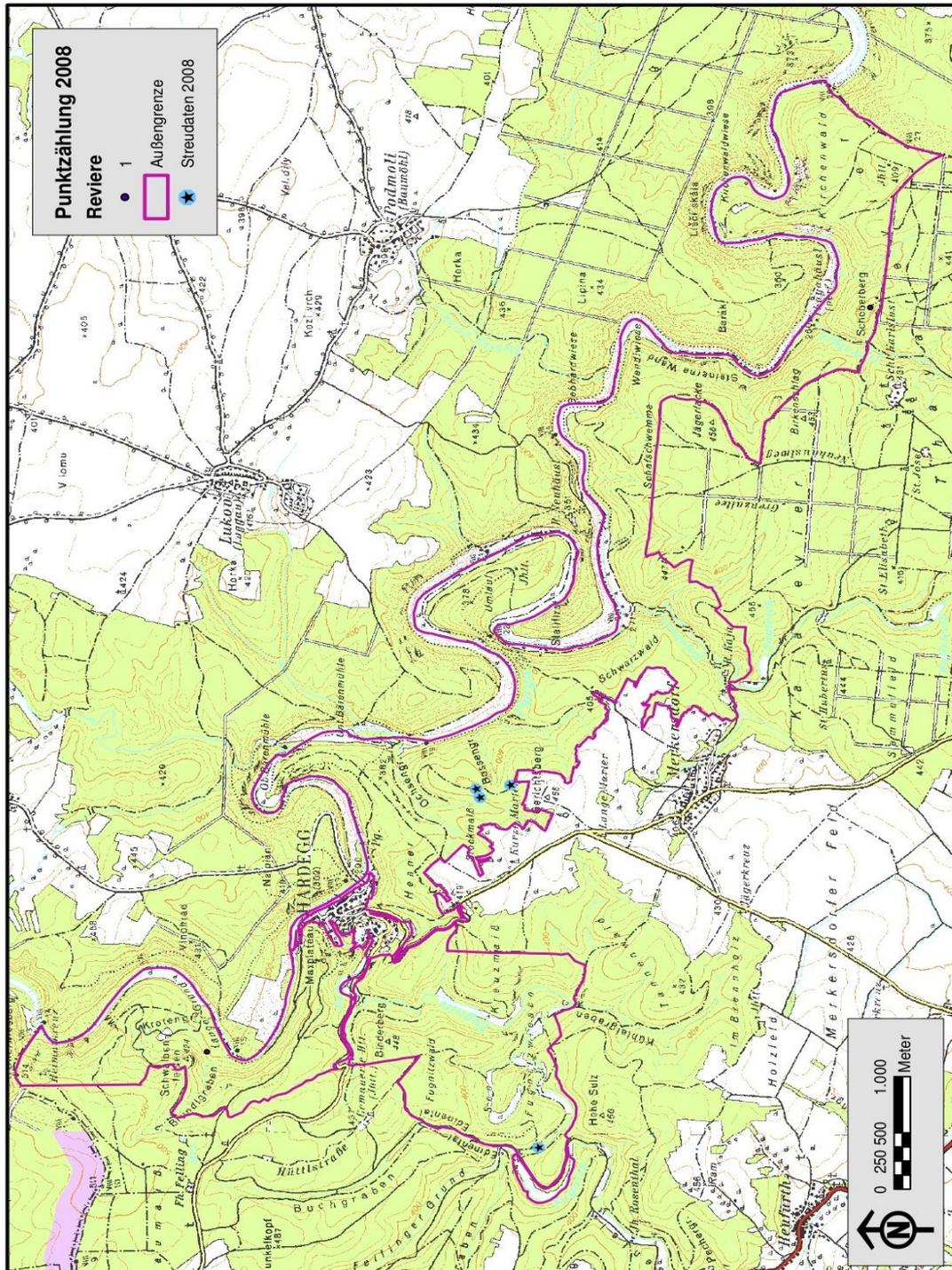


Abbildung 17: Heckenbraunelle (*Prunella modularis*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

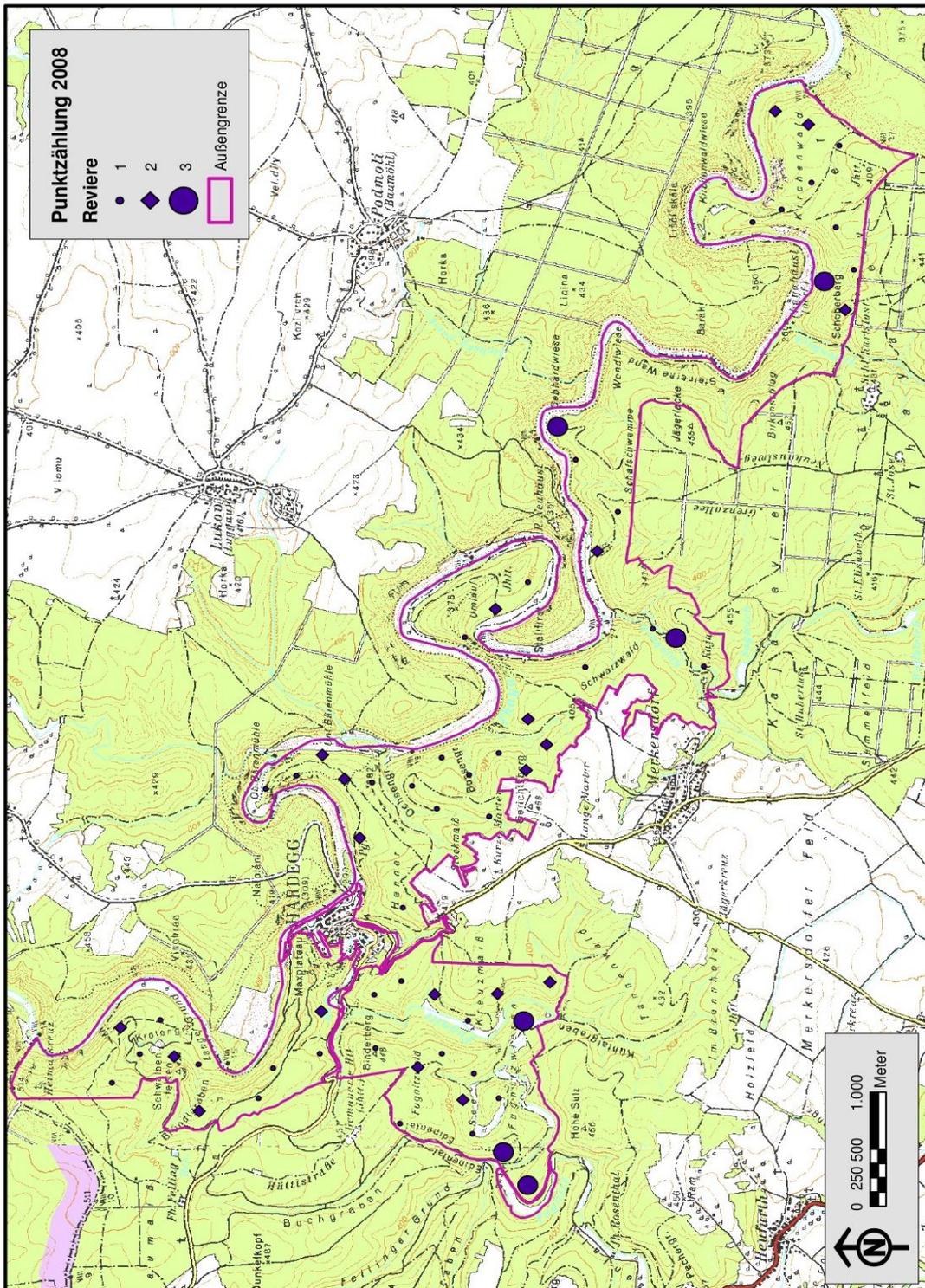


Abbildung 18: Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

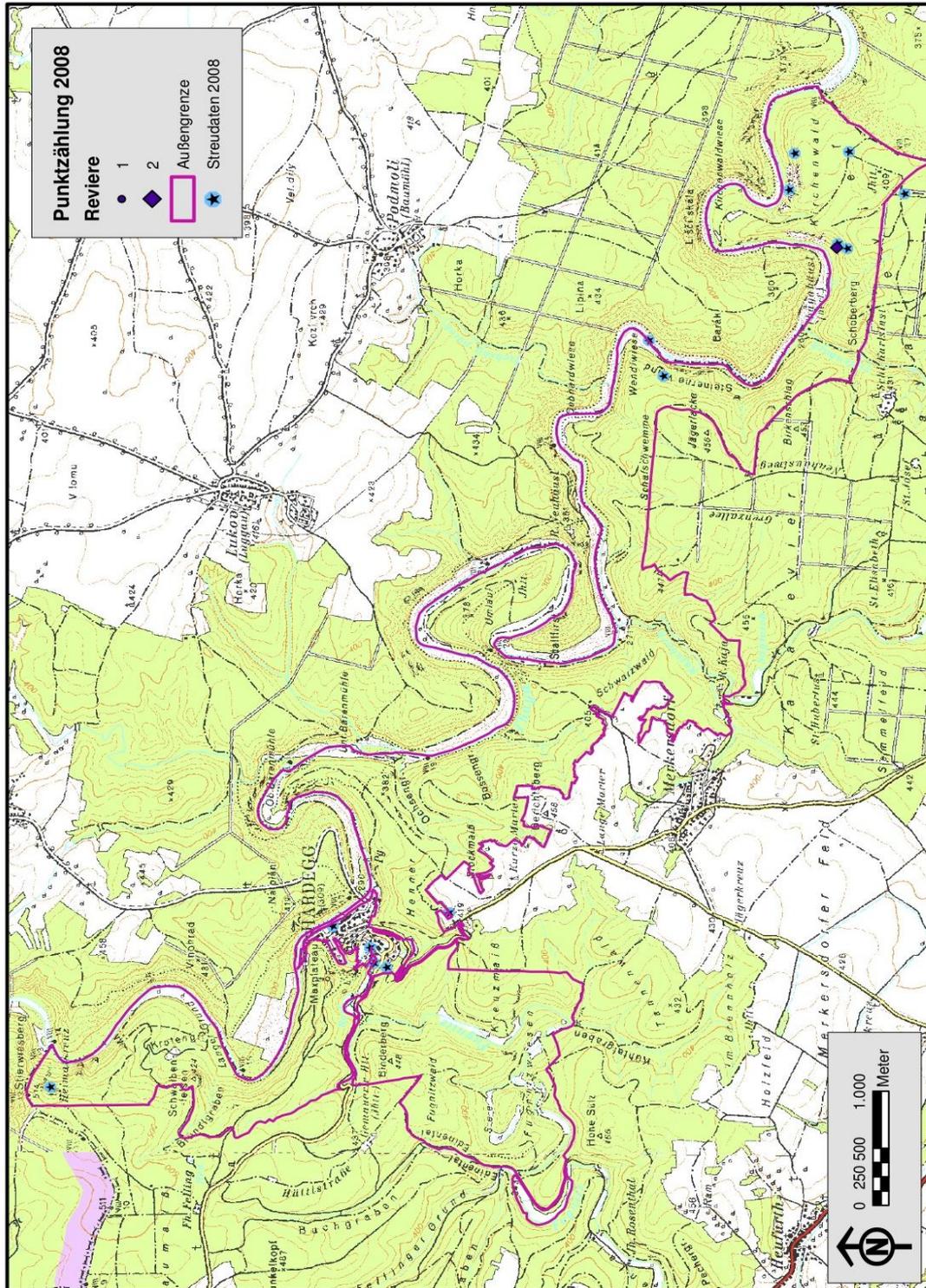


Abbildung 19: Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

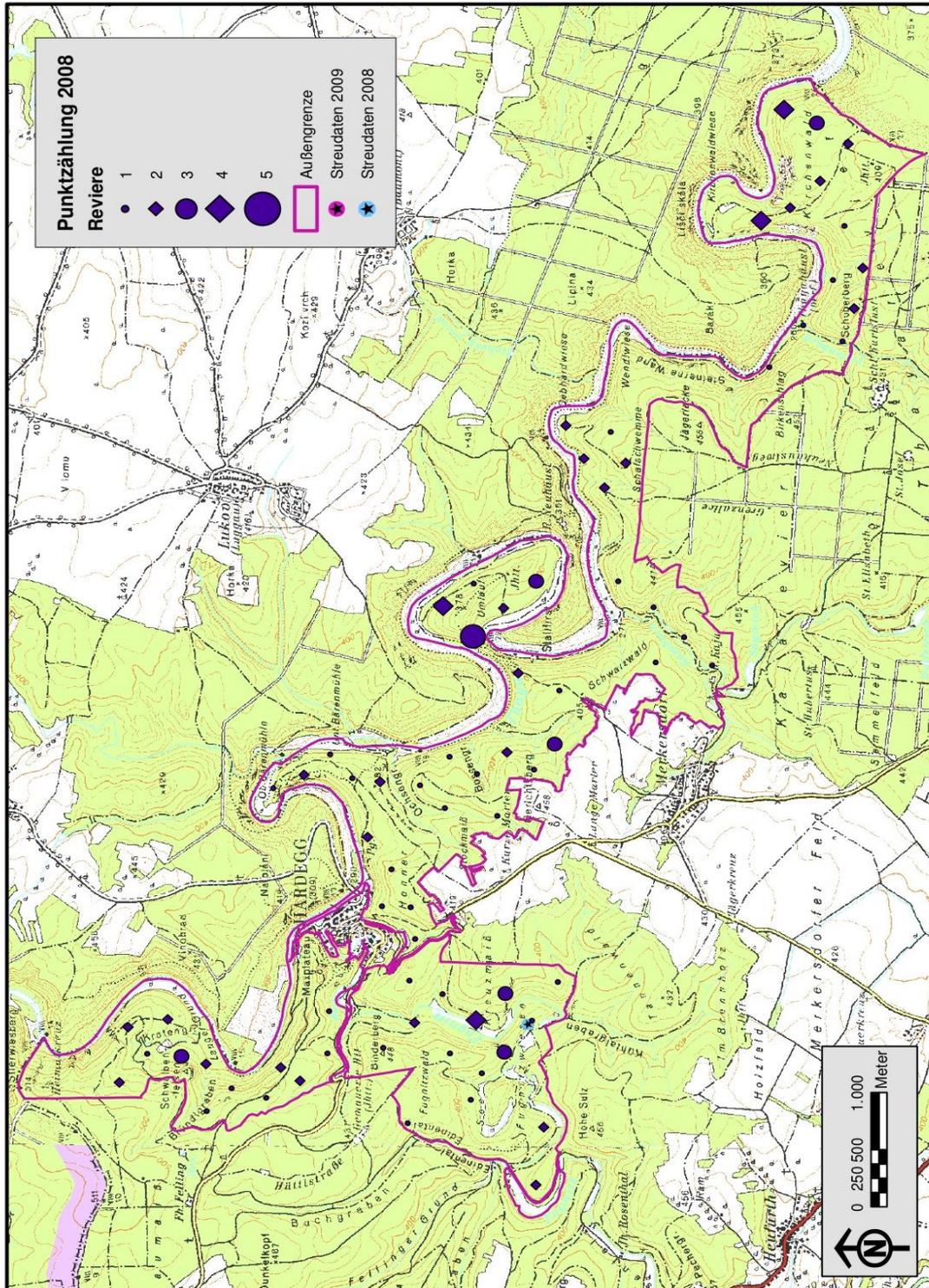


Abbildung 20: Amsel (*Turdus merula*): Brutzeitbeobachtungen 2008 und 2009.

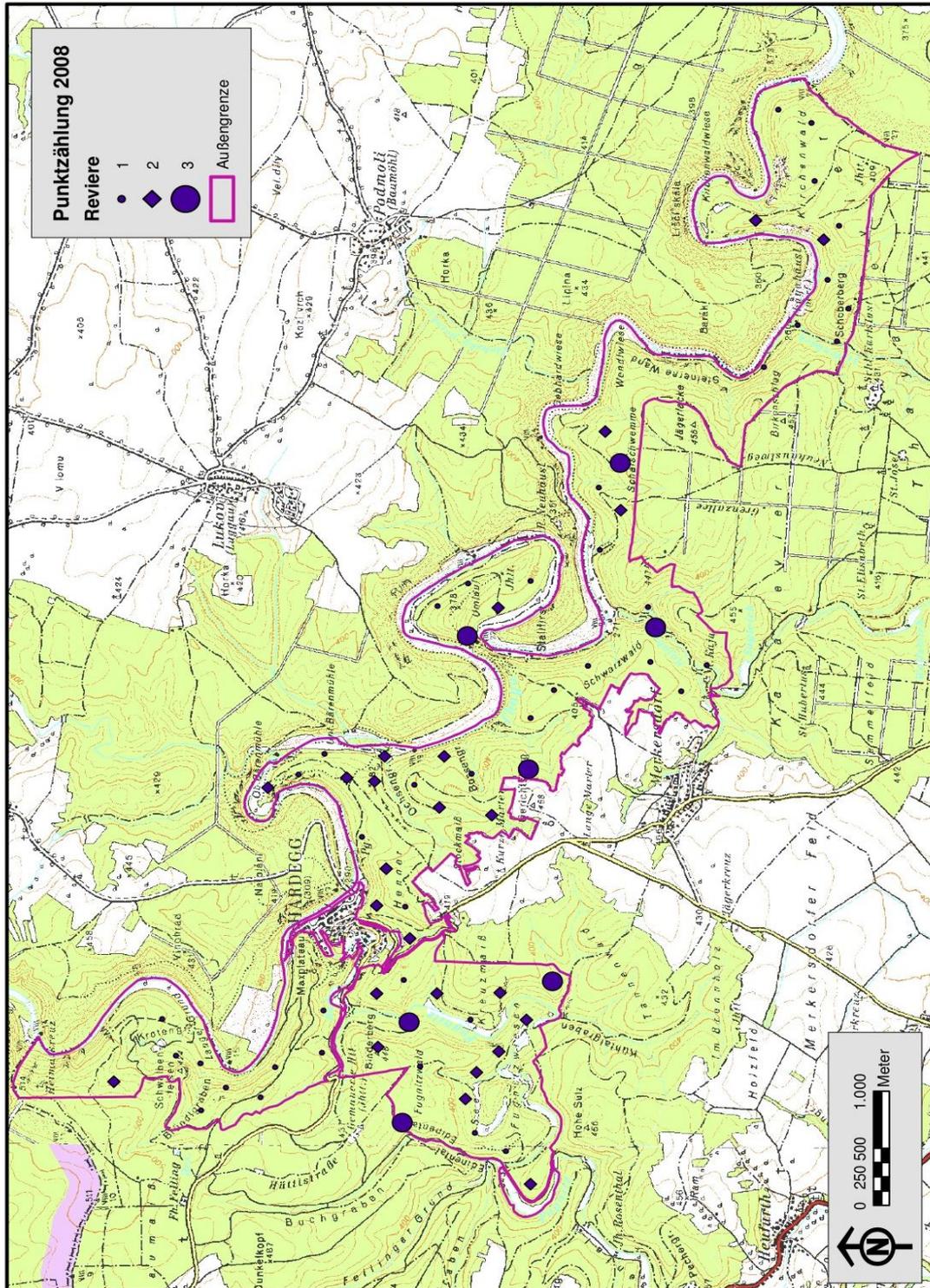


Abbildung 21: Singdrossel (*Turdus philomelos*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

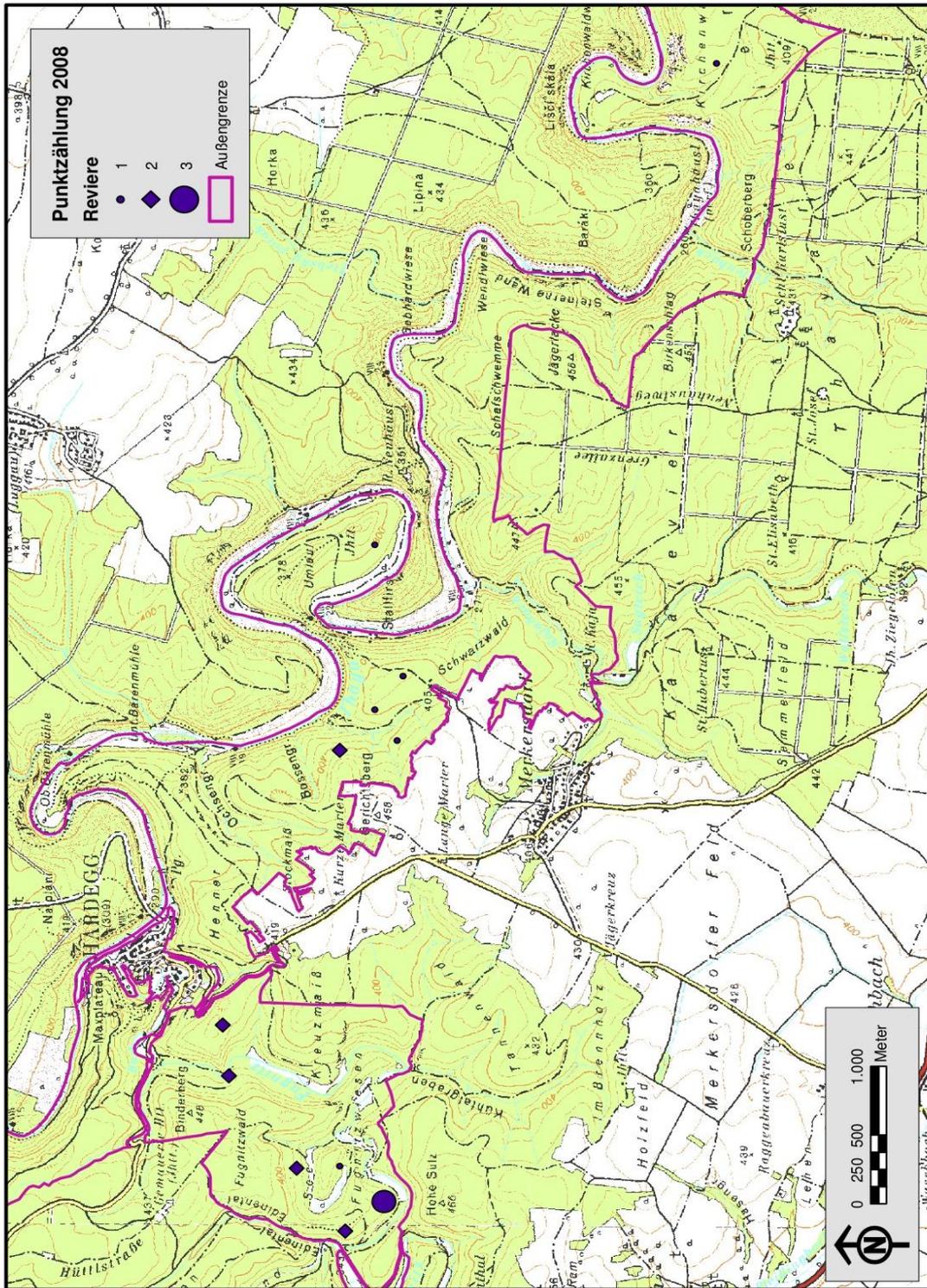


Abbildung 22: Misteldrossel (*Turdus viscivorus*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

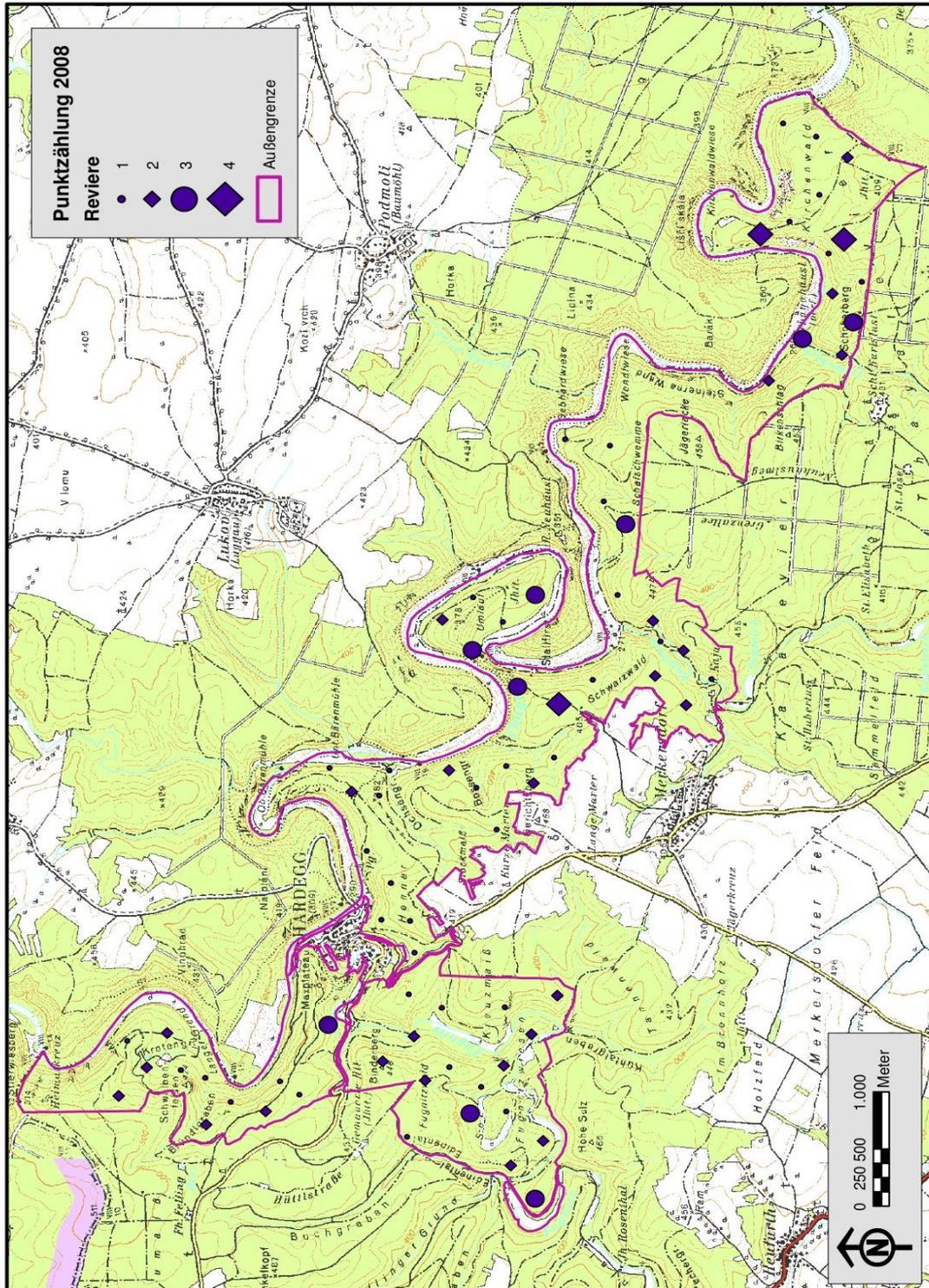


Abbildung 23: Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

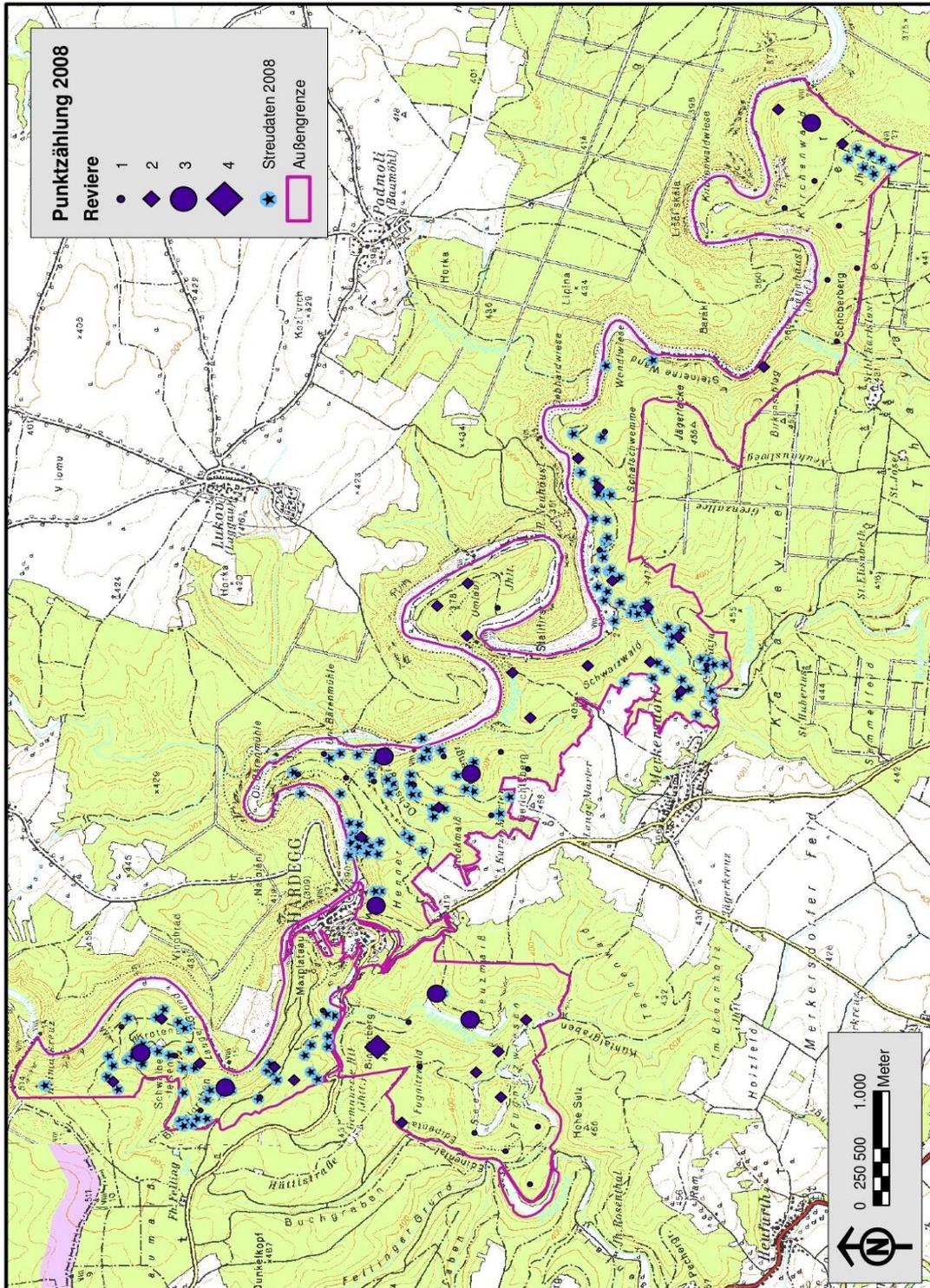


Abbildung 24: Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

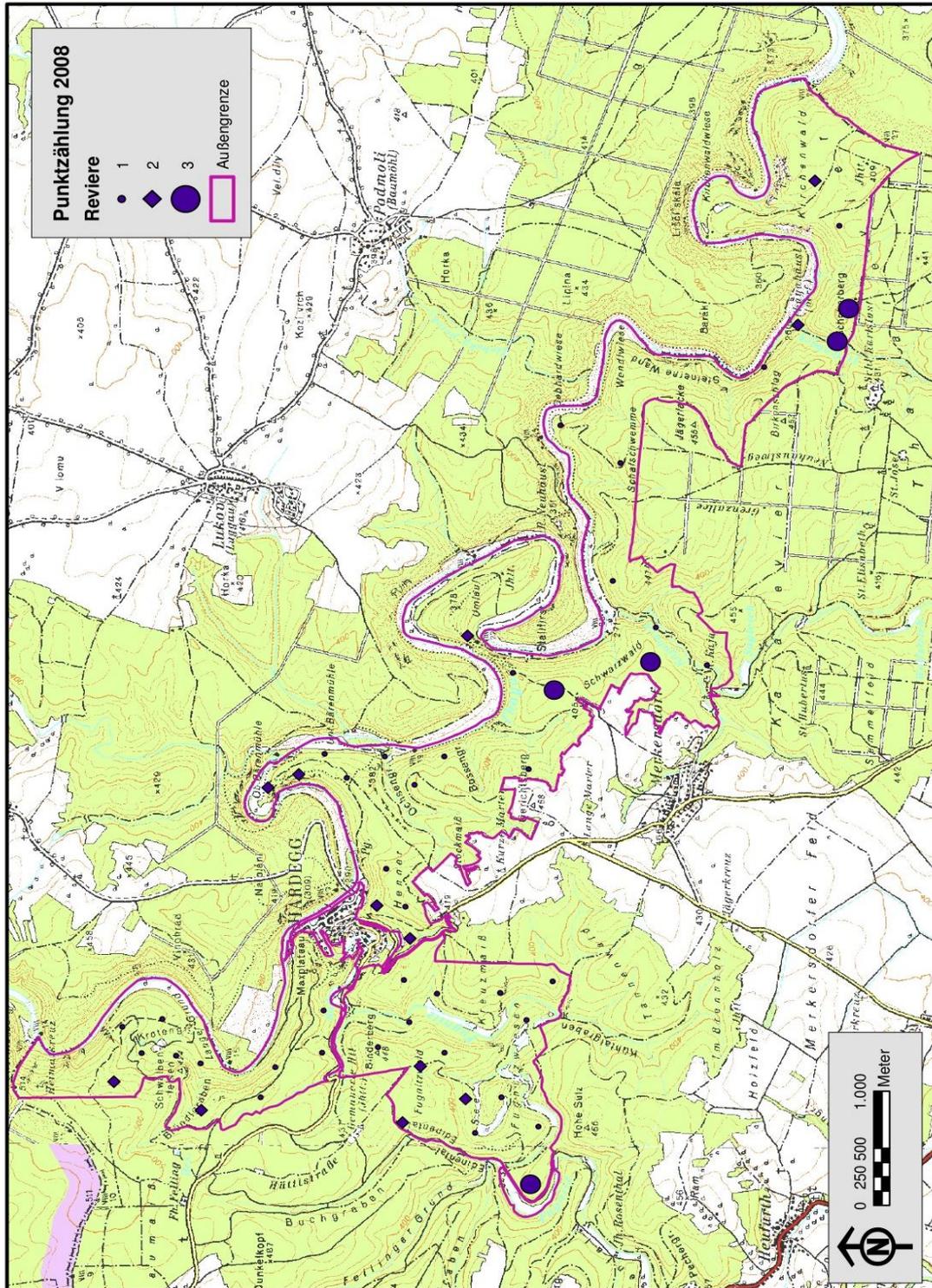


Abbildung 25: Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

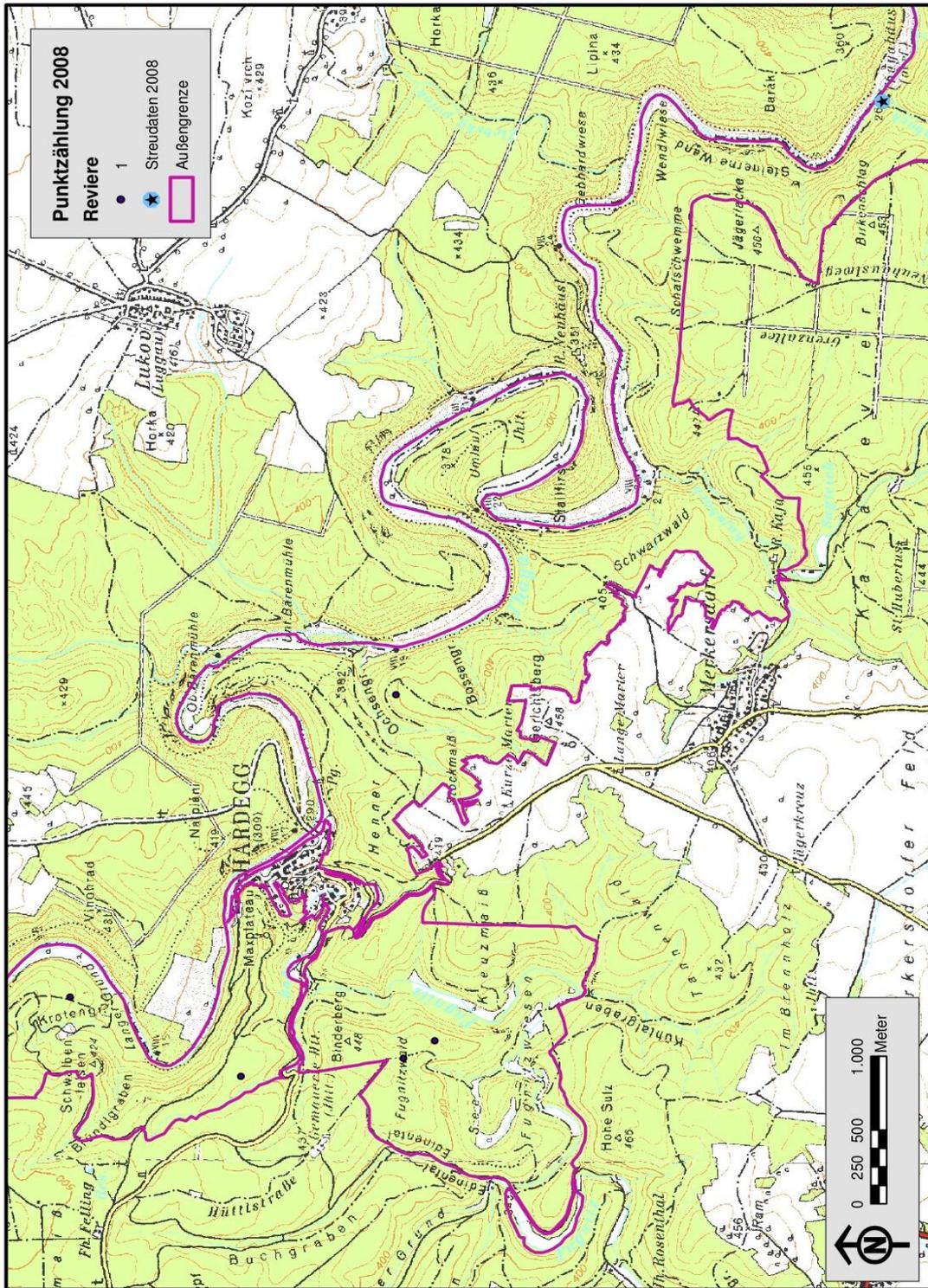


Abbildung 26: Wintergoldhähnchen (*Regulus regulus*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

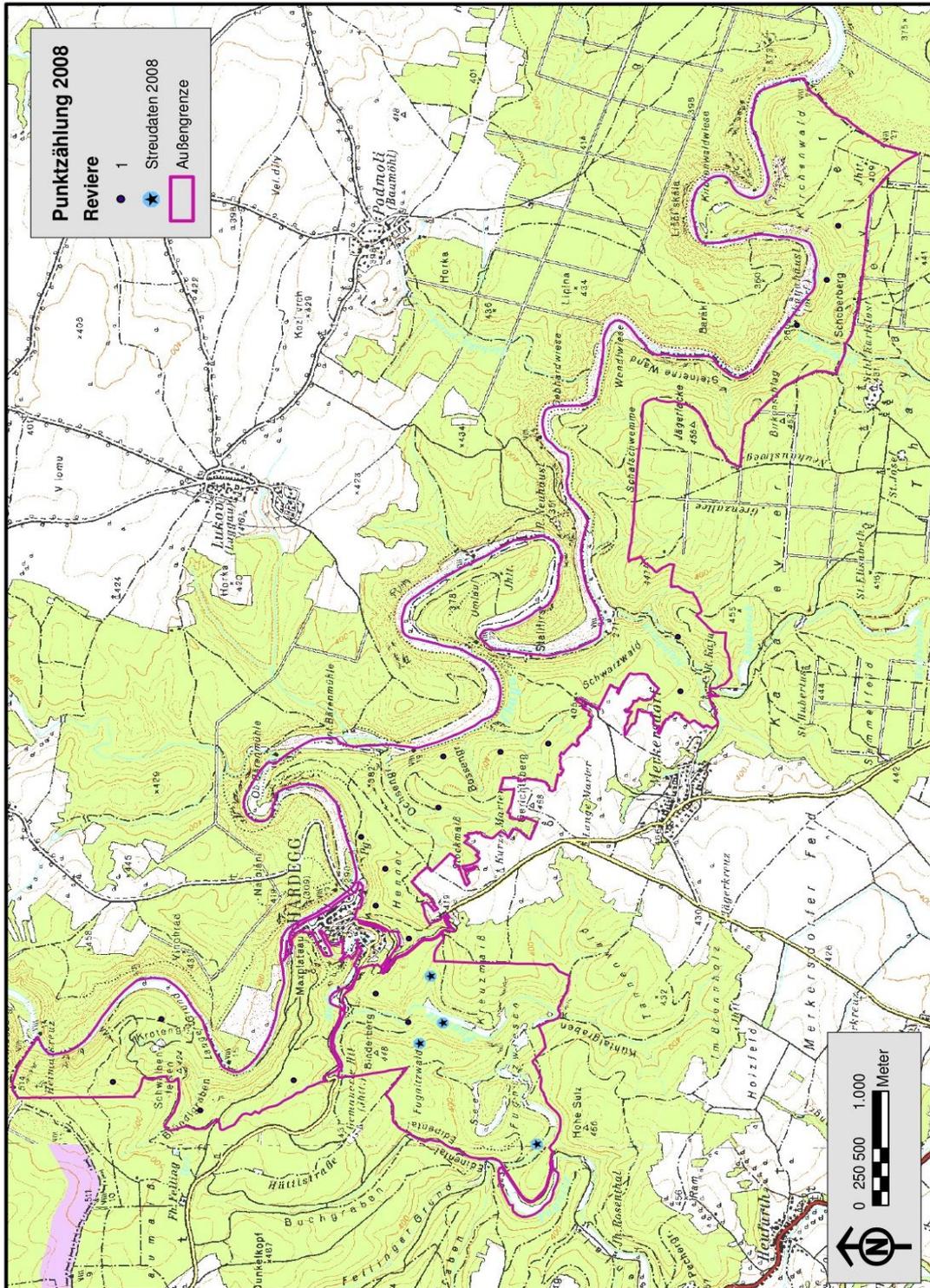


Abbildung 27: Sommergoldhähnchen (*Regulus ignicapillus*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

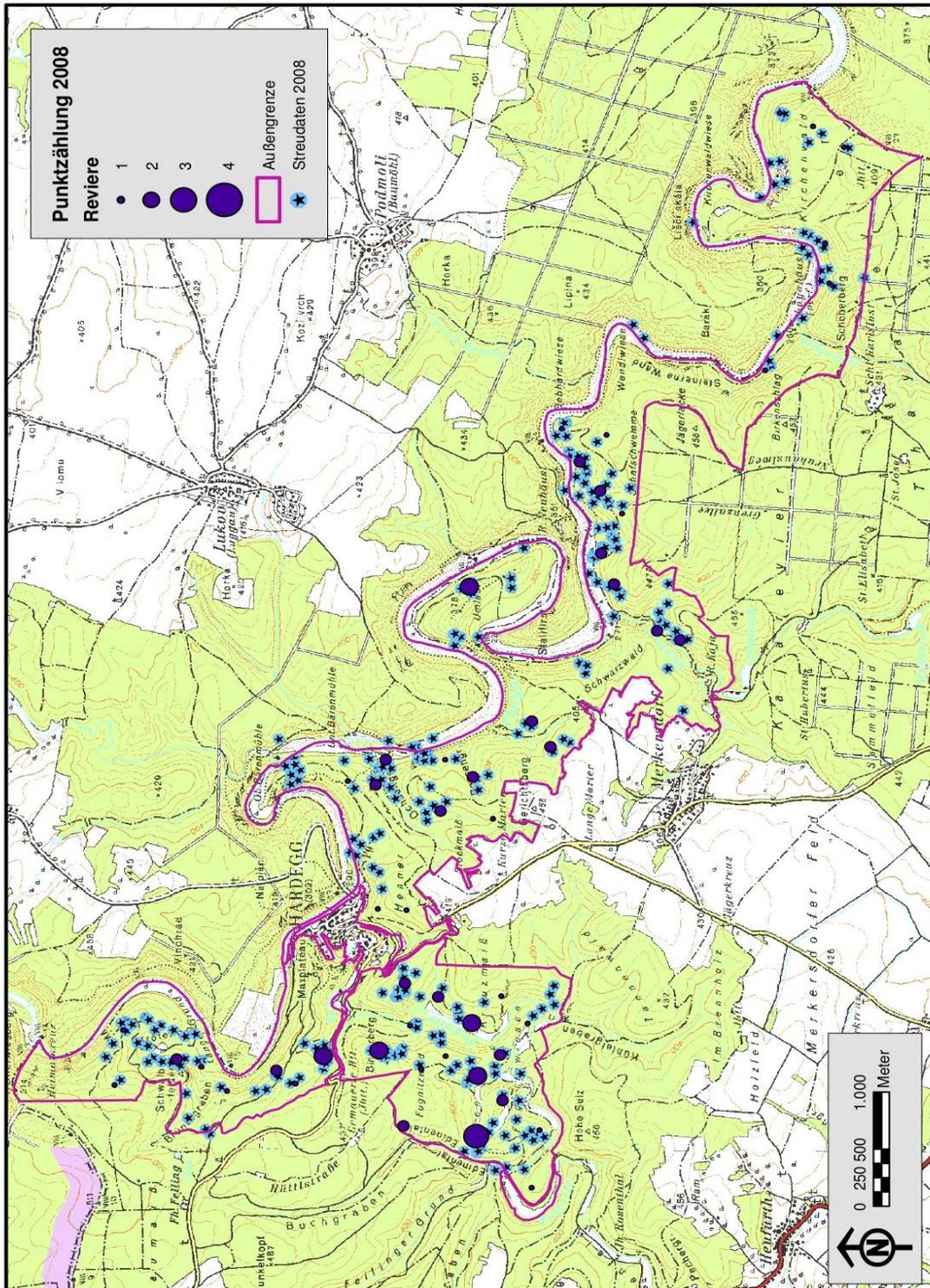


Abbildung 28: Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

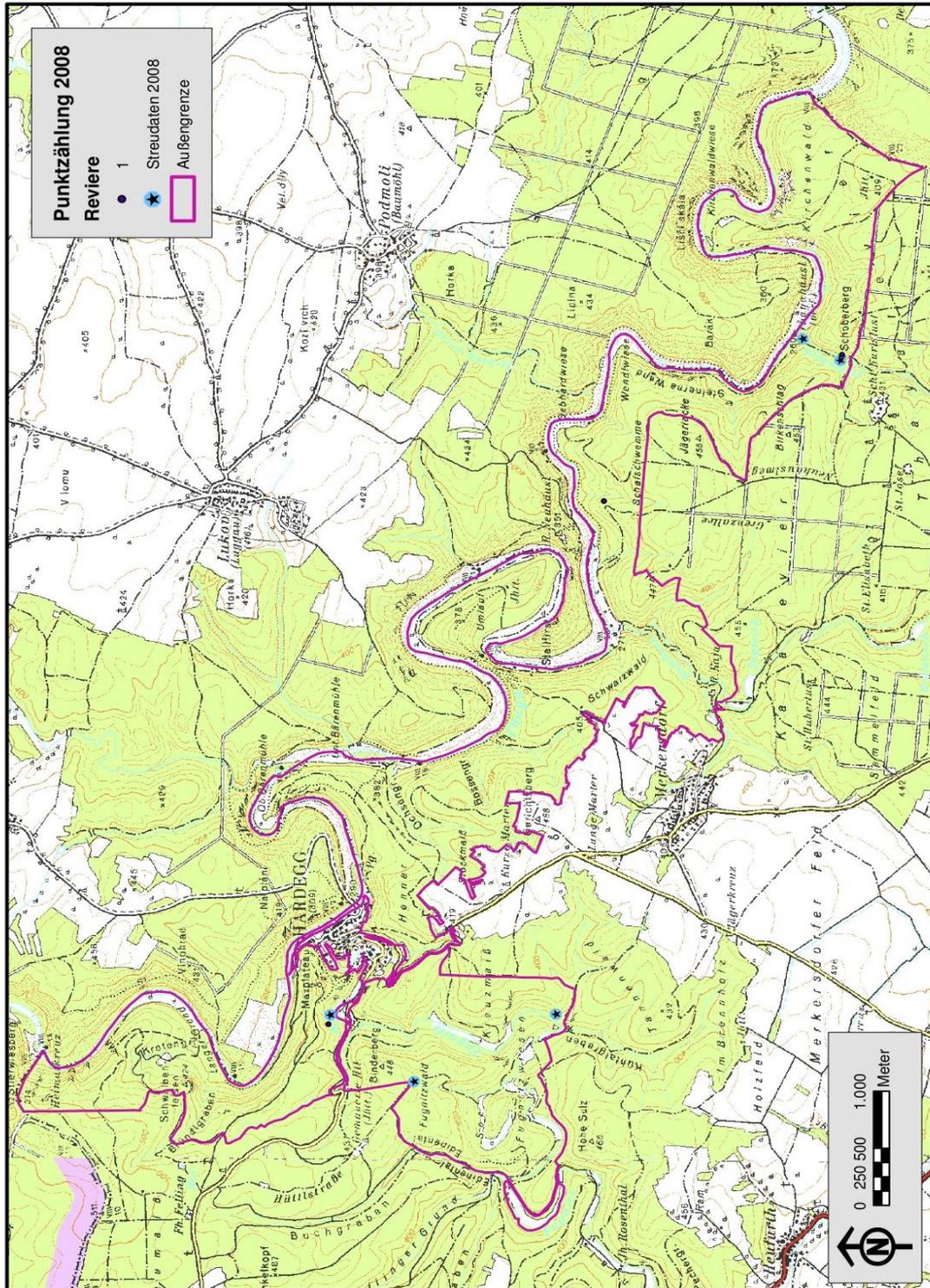


Abbildung 29: Schwanzmeise (*Aegithalos caudatus*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

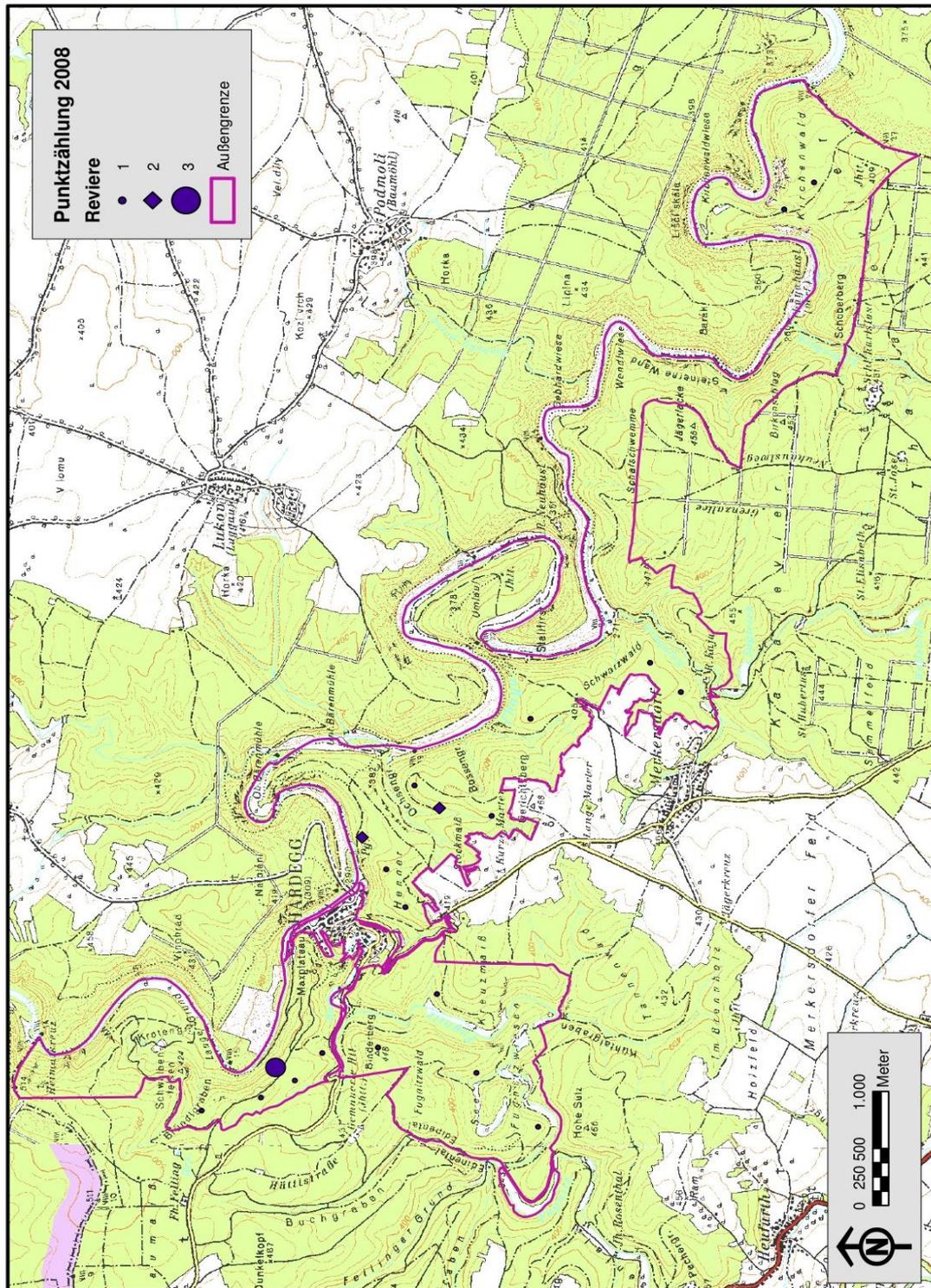


Abbildung 30: Tannenmeise (*Parus ater*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

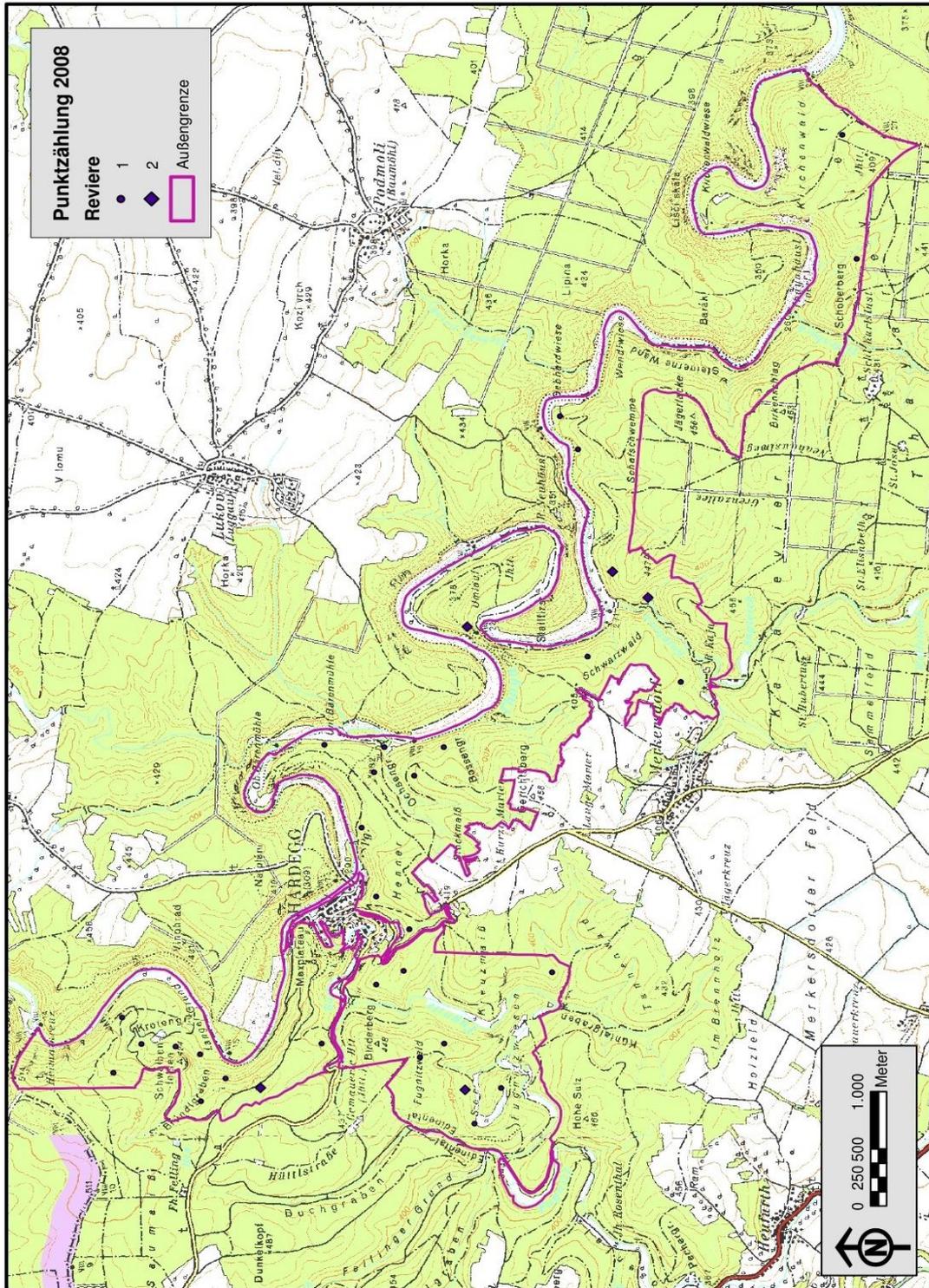


Abbildung 31: Blaumeise (*Parus caeruleus*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

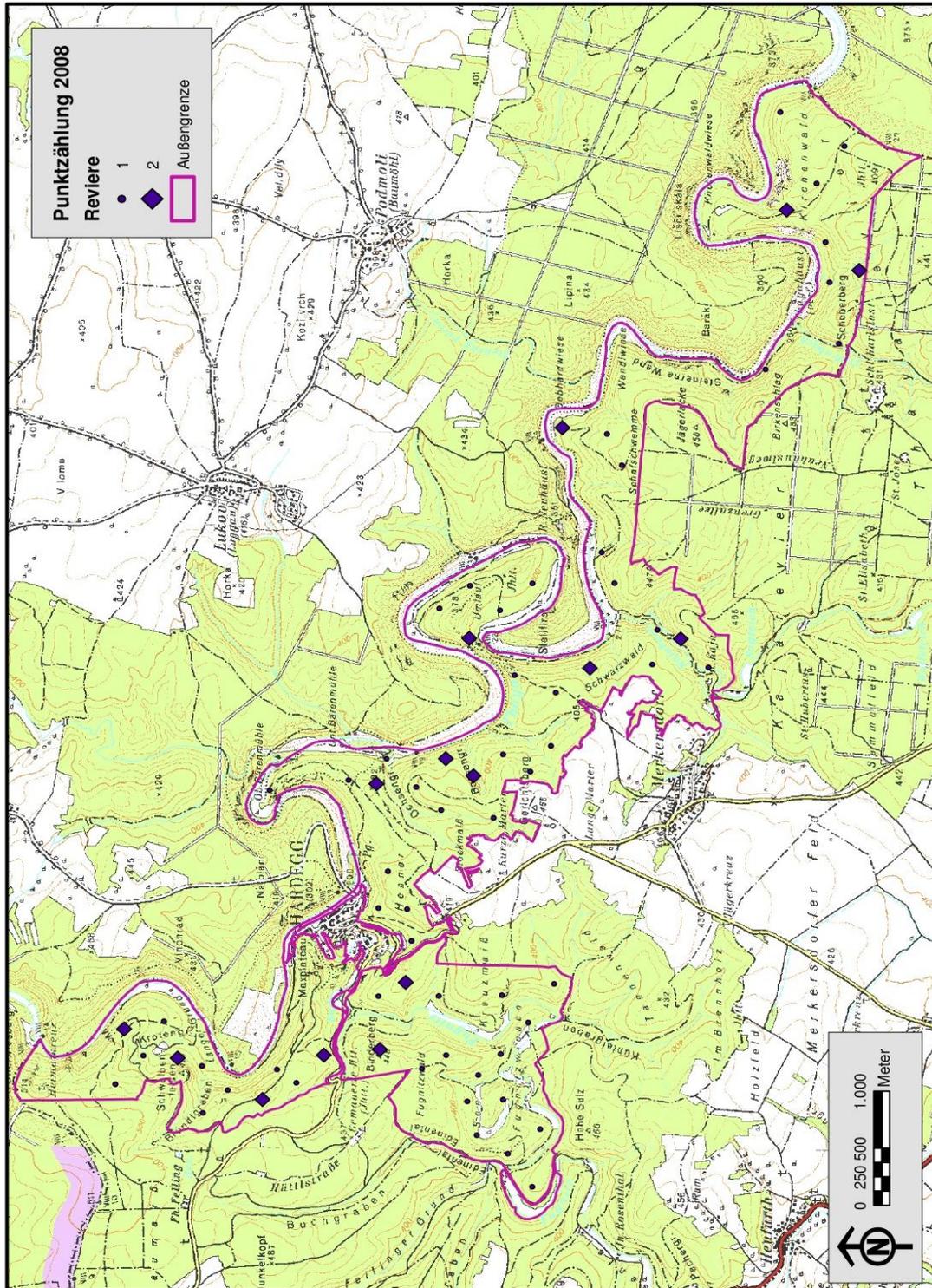


Abbildung 32: Kohlmeise (*Parus major*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

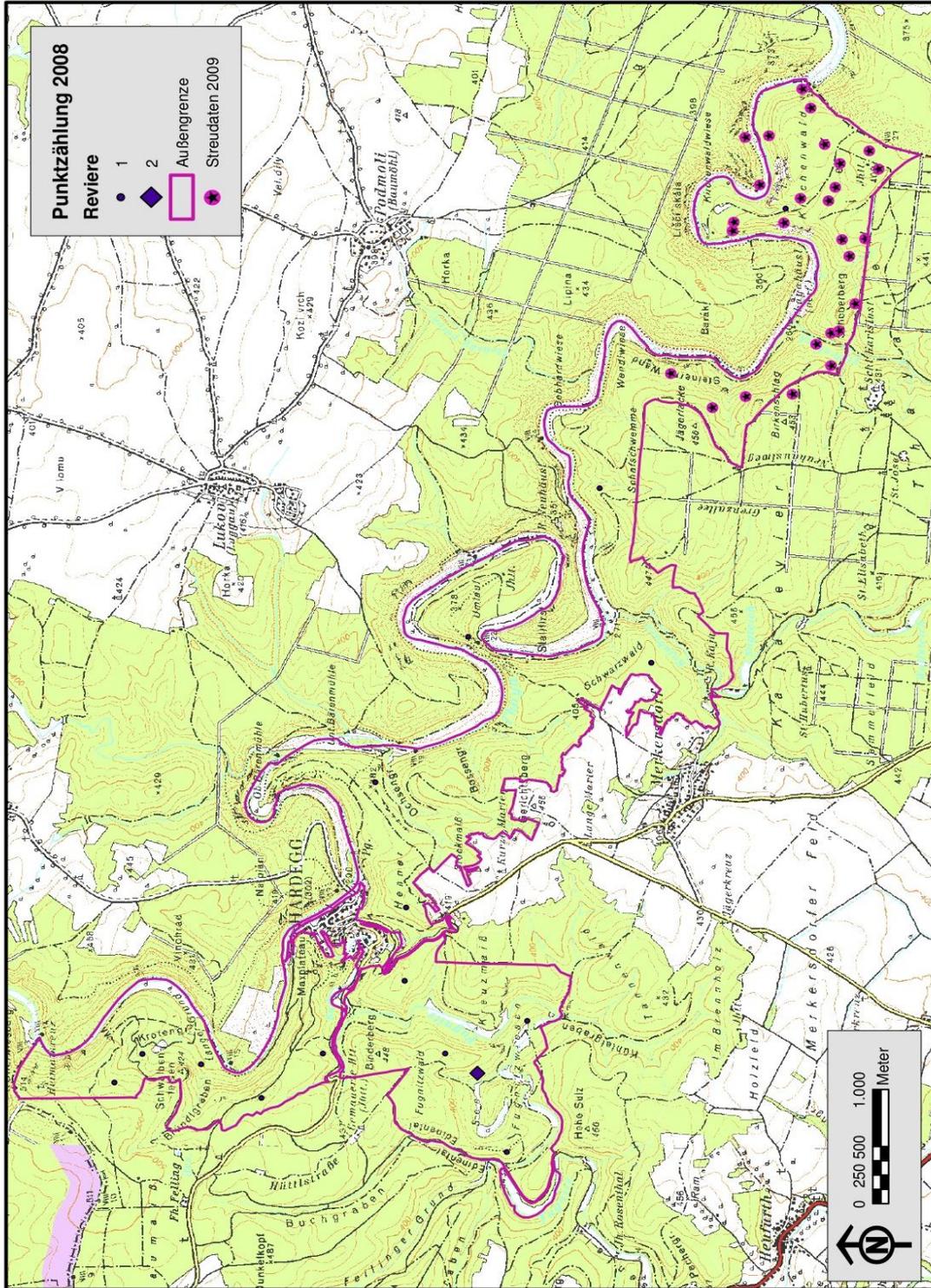


Abbildung 33: Kleiber (*Sitta europaea*): Brutzeitbeobachtungen 2008 und 2009.

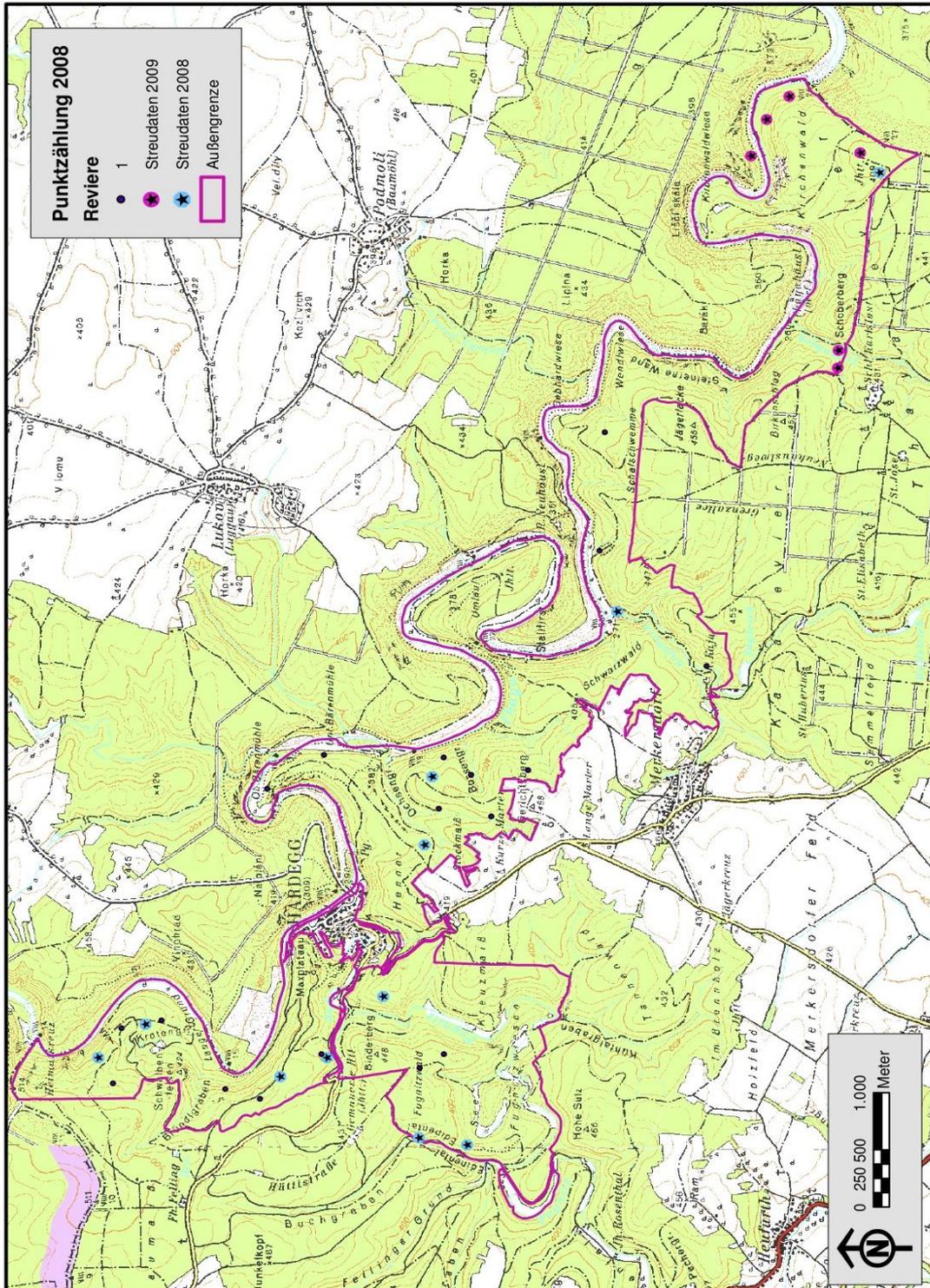


Abbildung 34: Waldbaumläufer (*Certhia familiaris*): Brutzeitbeobachtungen 2008 und 2009.

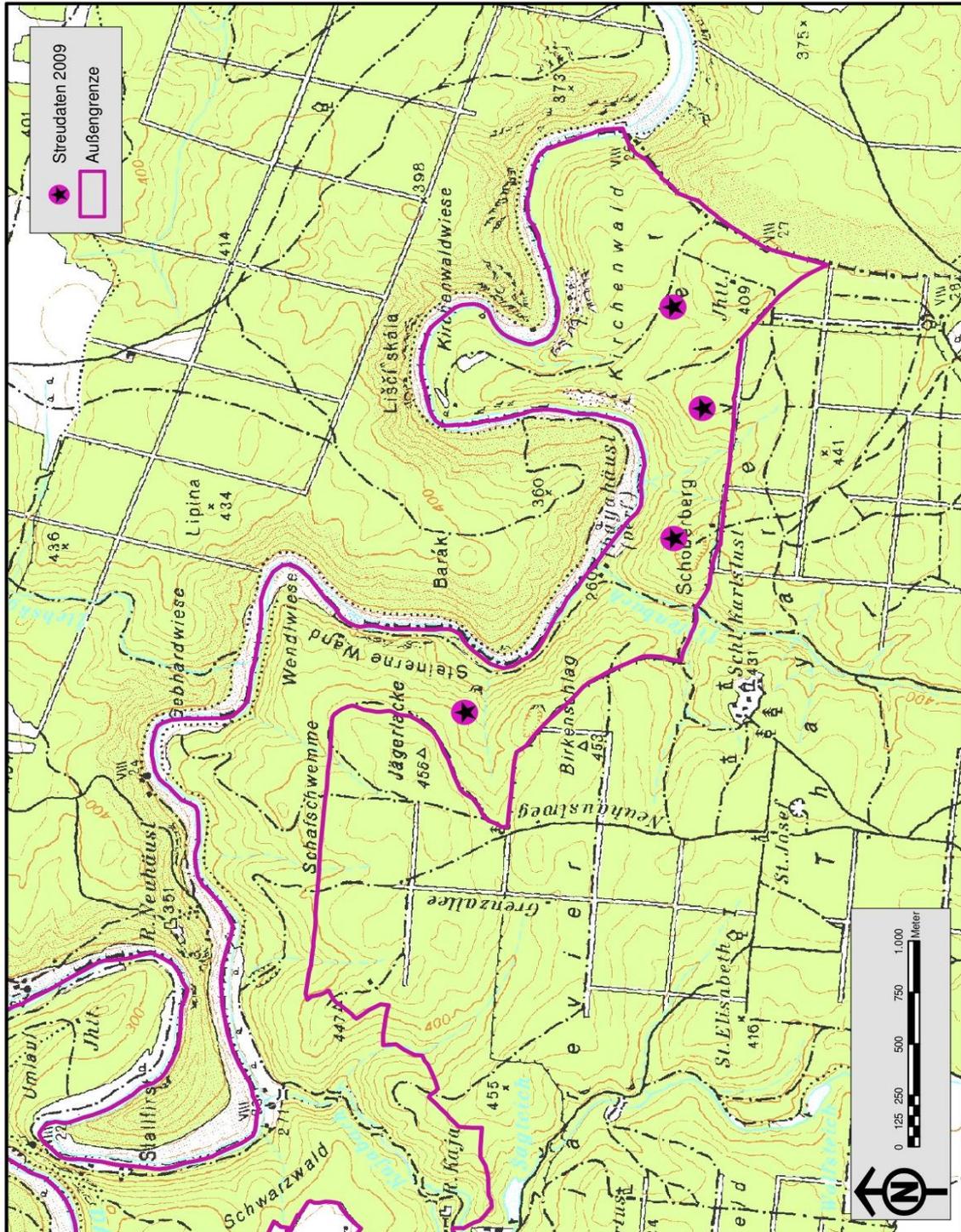


Abbildung 35: Gartenbaumläufer (*Certhia brachydactyla*): Brutzeitbeobachtungen 2009.

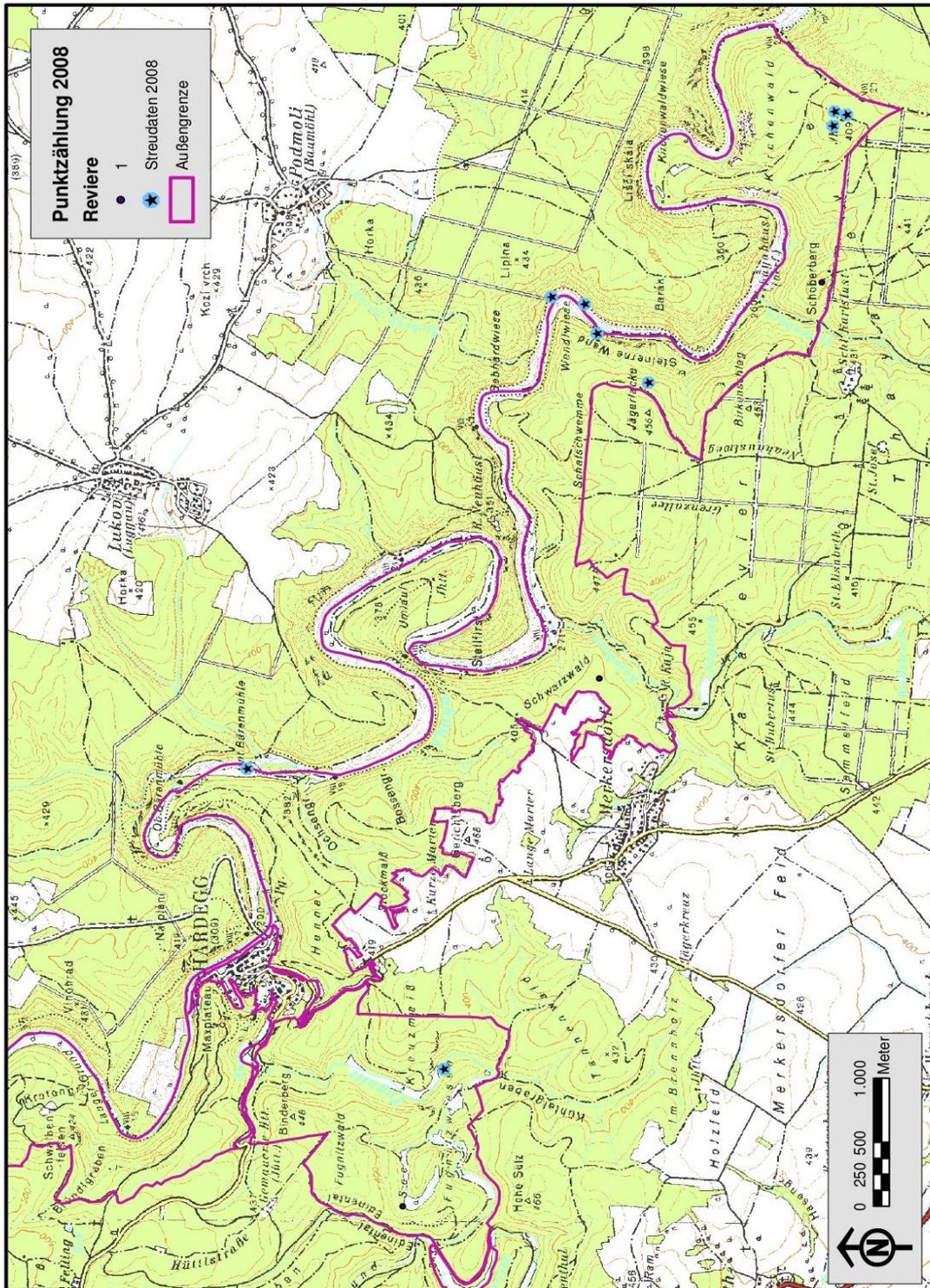


Abbildung 36: Pirol (*Oriolus oriolus*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

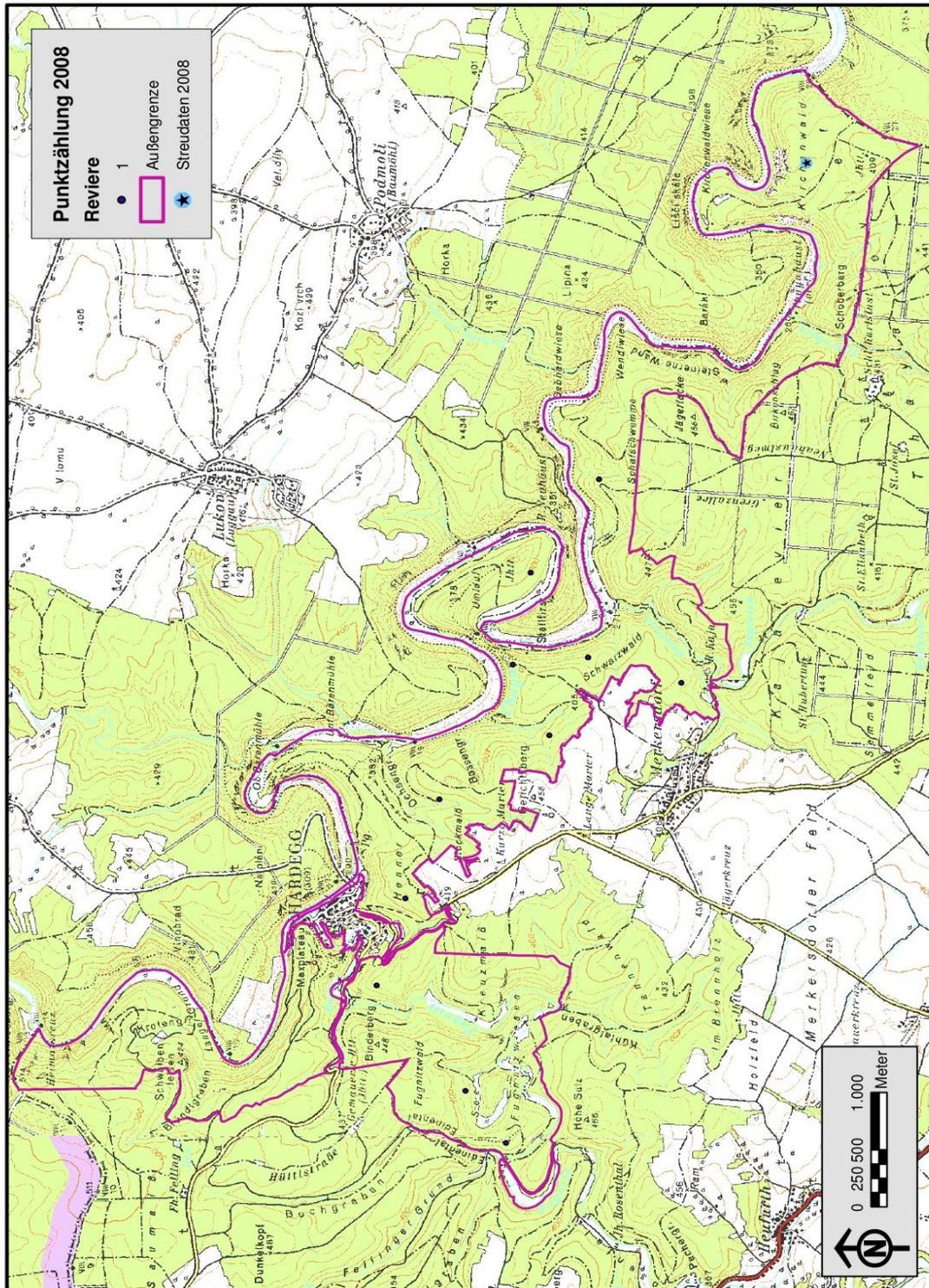


Abbildung 37: Eichelhäher (*Garrulus glandarius*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

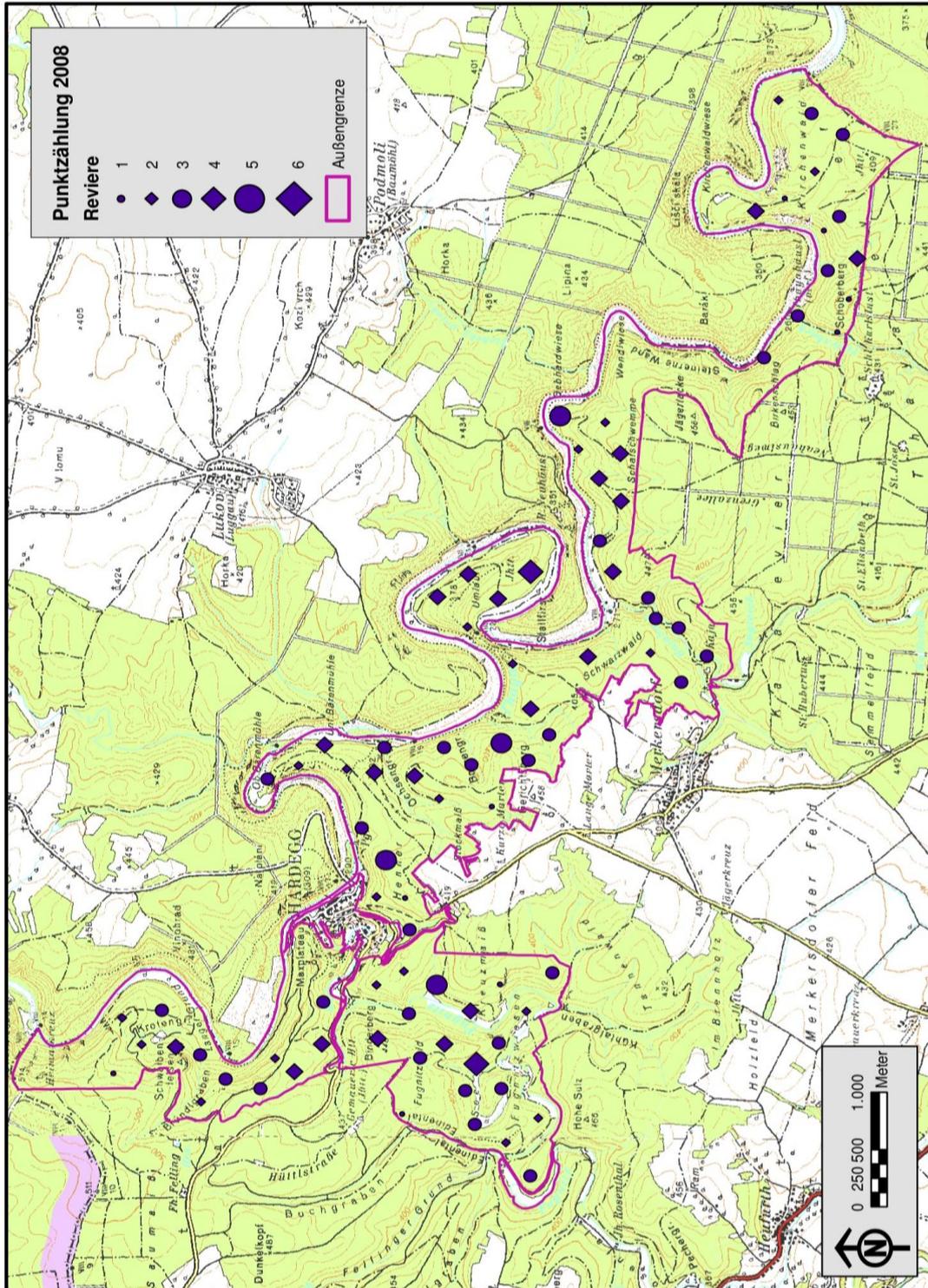


Abbildung 38: Buchfink (*Fringilla coelebs*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

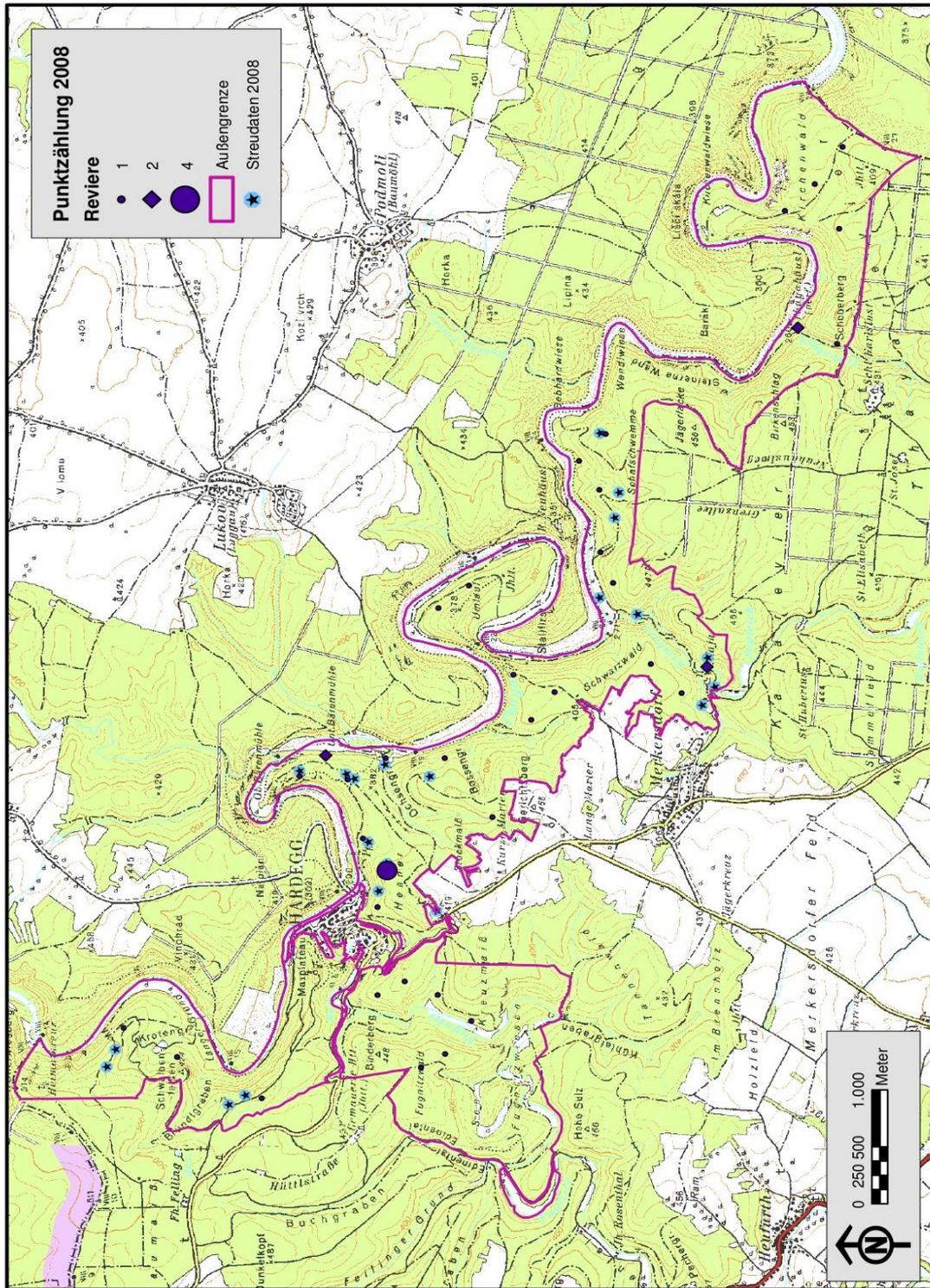


Abbildung 39: Kernbeisser (*Coccothraustes coccothraustes*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

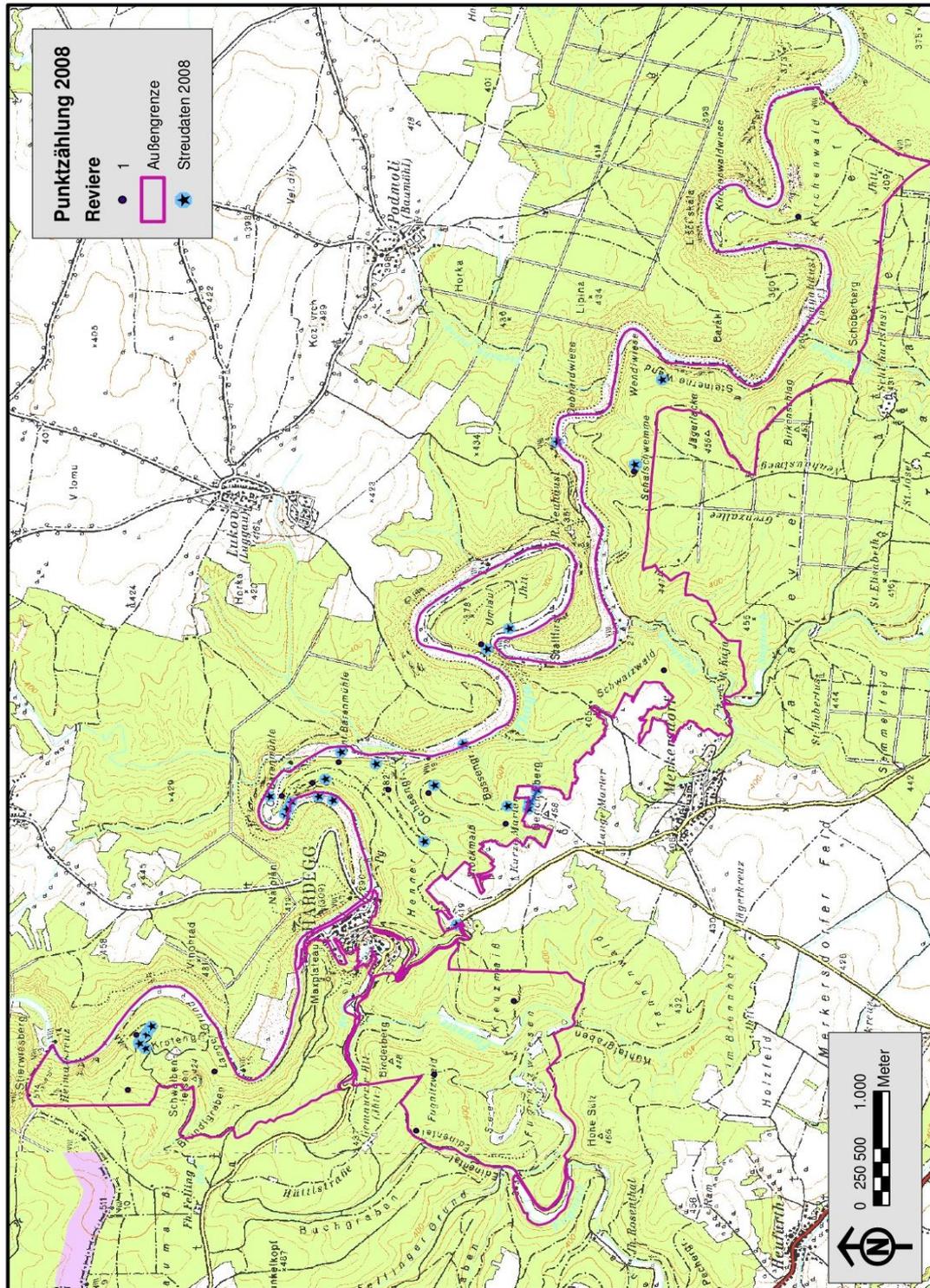


Abbildung 40: Goldammer (*Emberiza citrinella*): Brutzeitbeobachtungen 2008.

