

Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum	21	405-432	St. Pölten 2010
--	----	---------	-----------------

Monitoring ausgewählter Nicht-Singvögel im Nationalpark Thayatal

Jürgen Pollheimer, Martin Pollheimer, Jörg Oberwalder

Zusammenfassung

In den Jahren 2000/2001 und 2008/2009 wurden im Nationalpark Thayatal ausgewählte Nicht-Singvögel vergleichend erhoben. 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.

Abstract

Monitoring of selected Non-Passerines in the Thayatal National Park

In the years 2000/2001 and 2008/2009, comparatively selected Non-Passerines were censused in the Thayatal National Park in Lower Austria. Known nest-sites of the Black-Stork were controlled before the start of the breeding season. Raptors, owls and woodpeckers were censused with specifically adapted methods to get a profound comparison with other protected areas recently covered in census works in Austria. The efficiency of song playbacks for mapping Middle and Lesser spotted Woodpeckers should be emphasised here. Diminishing populations or lacking of proofed breeding were stated for Black Stork, Eurasian Woodcock, Wryneck and Green Woodpecker. As for the Black Stork, all formerly known tree nests were unoc-

cupied or couldn't be found at all. Some are believed to having been destroyed in one of the severe winter storms in the past few years. In a very remote area a breeding pair nesting in a rock face could still remain. Growing populations or stronger data are known for Honey Bussard, Common Bussard, Eagle Owl, Tawny Owl, Kingfisher, Grey-headed Woodpecker, Middle and Lesser spotted Woodpecker. Local Populations of Goshawk, Sparrowhawk, Hobby, Black Woodpecker and White-backed Woodpecker are constant. Saker Falcon is a new breeding species for the National Park (Breeding attempt in 2008), though a successful breeding is still lacking.

Keywords: Thayatal National Park, Bird Monitoring, Non-Passerines, Black Stork, Raptors, Eagle Owl, Woodpeckers

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 (speziell die Angelfischerei auf Äschen *Thymallus thymallus*) 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 Klangattrappen), 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 Ände-

rungen des lokalen Bestandes zurückzuführen. Doch wurde die Bedeutung einer effektiven Vergleichsmöglichkeit mit anderen in jüngster Vergangenheit bearbeiteten Schutzgebieten in Österreich als vorrangig eingestuft.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst den gesamten Nationalpark Thayatal (ÖK 9, N 48°50' / E 15°50', 250–510 m NN) innerhalb seiner aktuell gültigen Grenzen mit einer Gesamtfläche von 1330 ha. Der Nationalpark 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 waren bei der Gründung des Nationalparks durch anthropogen überformte Wälder bzw. Nadelforste bedeckt. Standortfremde Fichten- und Kiefernforste oder florenfremde Douglasien-Bestände wurden in der Vergangenheit auf den leichter zugänglichen Bereichen anstatt der Laubmischwälder angepflanzt.

Daneben hat auch die Landwirtschaft das Bild des heutigen Nationalparks geprägt. In den flussnahen Bereichen entlang der Thaya und der Fugnitz wurden und werden durch Rodung entstandene oder durch die Flussdynamik natürlich freigehaltene Flächen als Mähwiesen oder Weiden genutzt. Ein Teil dieser Grünlandflächen fiel in den letzten zwanzig Jahren 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 seit der Gründung des Nationalparks entsprechend einem Pflegekonzept extensiv genutzt. Damit wird auf diesen Teilflächen 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, Steinerne Wand) das Schutzgebiet.

Material und Methoden

Die Grundlagenerhebung wurde vom März 2000 bis März 2001 durchgeführt (POLLHEIMER 2001), die Monitoringerhebung zwischen März 2008 und Februar 2009. Neben den hier vorgestellten Ergebnissen wurde bei beiden Untersuchungen eine allgemeine Siedlungsdichteerhebung der Brutvögel mittels Punkttaxierung mit Distanzschätzung bzw. -messung („variable circular plot“ BIBBY et al. 1995, THOMAS et al. 1998) durchgeführt. Hieraus stammen ergänzende Daten zu Greifvögeln und Spechten.

Die Aufgabe eines Monitorings besteht darin, Bestandsentwicklungen bzw. -veränderungen von Arten oder Lebensräumen durchzuführen (SUTHERLAND 1996, 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). 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. Andere Gründe für eine angepasste Methodik können sein: eine Änderung in der allgemeinen Haltung in Fachkreisen zu methodischen Vorgaben für bestimmte Arten (Bsp. Mittelspecht), art- oder gebietsspezifische Erfahrungen der Bearbeiter (Bsp. Uhu) oder aber eine andere zeitliche oder räumliche Verteilung der Untersuchungsressourcen, um Leitarten (sensu FLADE 1994) eine verstärkte Aufmerksamkeit widmen zu können.

Spezialerfassungen von Schwarzstorch, Greifvögeln, Eulen, Spechten: 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 die üblichen Schwankungsbreiten bei den Bestandsangaben deutlich eingegrenzt werden.

Die aus der Grundlagenerhebung bekannten und großteils mit GPS verorteten Horste des Schwarzstorchs (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 Stellen gewählt, die einen ungehinderten Rundumblick ermöglichen sollten. 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 sogar bei den meisten Horstwänden 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 Methodenem-

pfehlungen (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. 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 im 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 600 m) jedoch auch keine Doppelregistrierungen (durch den „Nachzieheffekt“ der Klangattrappe) verursacht werden. Bei spontaner Rufaktivität wurde punktuell auf den Einsatz der Klangattrappe verzichtet, bei erfolgter 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 (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 siehe die einzelnen Artkapitel im Ergebnisteil.

Ergebnisse

In die Auswertungen wurden alle als Brutvögel eingestuft Nicht-Singvogelarten mit Ausnahme der Tauben (Ringeltaube, Hohltaube, Turteltaube), die mit einer anderen Methode (Distance Sampling nach THOMAS et al. 1998) ausgewertet werden, einbezogen. In Tab. 1 sind die Bestandszahlen und die Bestandstrends im Vergleich zwischen den beiden Untersuchungen zusammengefasst.

Tab. 1: Bestandszahlen und Bestandstrends der Nicht-Singvögel im Nationalpark Thayatal im Vergleich zwischen den Jahren 2000/2001 und 2008/2009

Art	Jahr 2000/2001	Jahr 2008/2009	Trend
Schwarzstorch	4-5 (plus 2-3 Randreviere)	0-1	--
Wespenbussard	3-4	8 (plus 6 Randreviere)	+
Habicht	3 (plus 2 Randreviere)	3 (plus 1 Randrevier)	+/-
Sperber	4-5 (plus 2 Randreviere)	5 (plus 2 Randreviere)	+/-
Mäusebussard	5-6 (plus 4 Randreviere)	12 (plus 8 auf tschech. Seite)	+
Baumfalke	1	1-2	+/-
Waldschnepfe	3 Brutzeitnachweise	0	--
Uhu	4-5 (+3 Sachslehner & Berg 2002)	10 (-11)	+
Waldkauz	mind. 3-4	11 (auf ca. 520 ha Fläche)	?+
Eisvogel	(1) 3-4	9	+
Wiedehopf	1-2	2	+/-
Wendehals	2	0	--
Grauspecht	5 (plus 3 Randreviere)	11 (plus 6 Randreviere)	+
Grünspecht	10-11 (plus 2-3 Randreviere)	7 (plus 3 auf tschech. Seite)	--
Schwarzspecht	12-14 (davon 5-6 Randreviere)	9 (plus 1 Randrevier)	+/-
Weißrückenspecht	5-6 (davon 2 Randreviere)	4 (plus 1 Randrevier)	+/-
Mittelspecht	35 (plus 15 Randrev. im NP Podyji)	70 (plus 6 Randreviere)	(+)
Kleinspecht	16 (plus 2 Randreviere)	18 (plus 2 Randreviere)	+

Schwarzstorch (*Ciconia nigra*)

Im Lauf der Erstuntersuchungen wurden sechs Baumhorste auf Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) gefunden: 1 im Langen Grund, 1 im Fugnitzwald (fide C. Übl), 1 westlich Waldbad / Hardegg, 2 südlich Bossengraben, 1 südlich Jägerlacke im Kajarevier. Zusätzlich waren zwei (bis drei) weitere Horste unmittelbar außerhalb der Parkgrenzen im Fugnitzwald (fide C. Übl) zu dieser Zeit bekannt. Zumindest ein Horst südlich des Bossengraben war auch noch bis ungefähr 2005 besetzt. Im

Bereich Kirchenwald bestand möglicherweise zusätzlich ein Felshorst, doch gelang aufgrund der Höhe und Lage der Felsnische keine sichere Bestätigung, während der Brutsaison 2000 wurde in der unmittelbaren Umgebung mehrmals ein Paar beobachtet. Die beiden Horste südlich vom Bossengraben liegen sehr nahe beieinander und gehören mit größter Wahrscheinlichkeit zu einem Revier. Insgesamt lag der Brutbestand bei der Ausweisung des Nationalparks bei 4–5 Revieren, wobei sicherlich auch nennenswerte Flächen im angrenzenden NP Podyjí mit zu den Streifgebieten der Revierpaare gehörten.

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.

Wespenbussard (*Pernis apivorus*)

Entlang des Haupttales wurden im Jahr 2000 (3–) 4 Reviere festgestellt. Mit großer Sicherheit umfassten die Territorien beide Ufer der Thaya, für zwei war 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 (Abb. 1).

Habicht (*Accipiter gentilis*)

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 Neuhäusl.

In der Nachfolgeuntersuchung wurde die gleiche Zahl an Revieren festgestellt, allerdings kam es zu räumlichen Verschiebungen der Beobachtungen (Abb. 2).

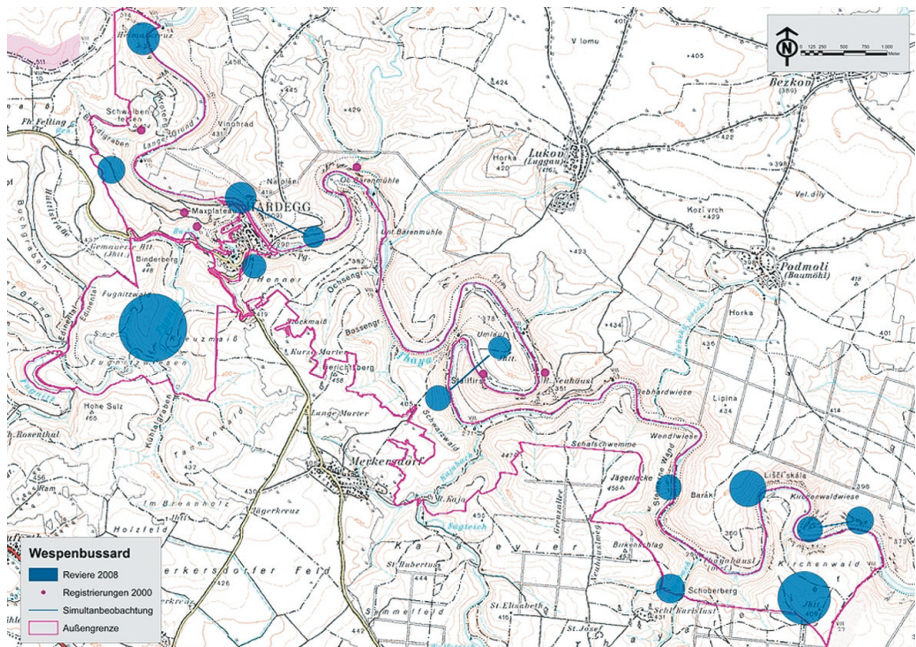


Abb. 1: Wespensussard (*Pernis apivorus*), Verteilung der Beobachtungen bzw. Reviere im Vergleich zwischen 2000 und 2008

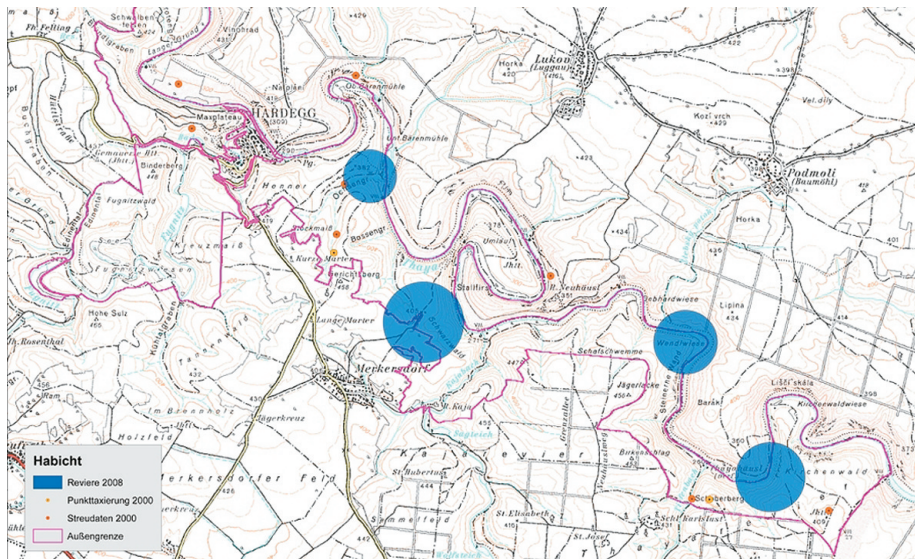


Abb. 2: Habicht (*Accipiter gentilis*), Verteilung der Beobachtungen bzw. Reviere im Vergleich zwischen 2000 und 2008

Sperber (*Accipiter nisus*)

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 (Abb. 3).

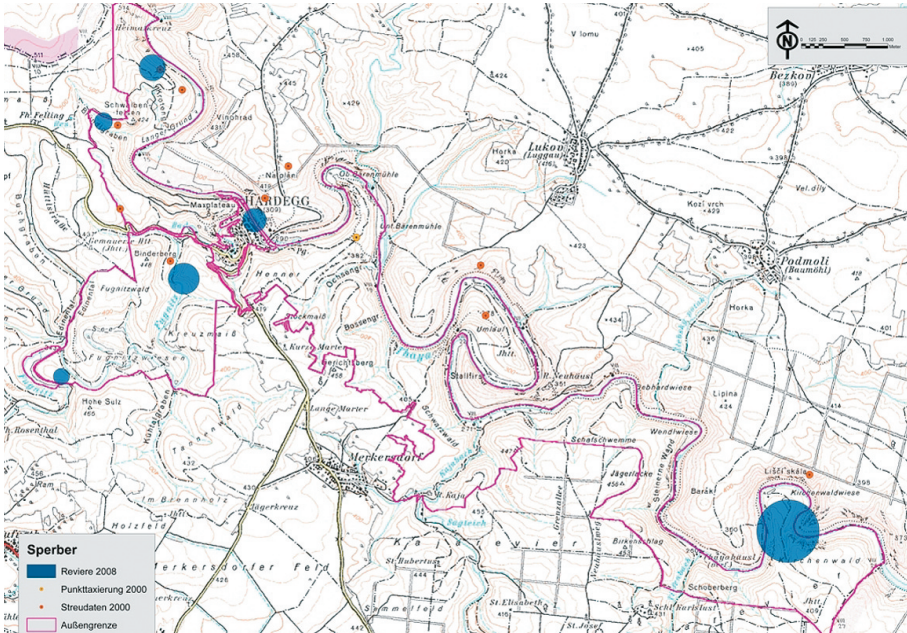


Abb.3: Sperber (*Accipiter nisus*), Verteilung der Beobachtungen bzw. Reviere im Vergleich zwischen 2000 und 2008

Mäusebussard (*Buteo buteo*)

Die Zahl der Mäusebussard-Reviere stieg von 5–6 (plus 4 Randreviere) im Jahr 2000 auf 12 (plus 8 Randreviere auf tschechischer Seite) im Jahr 2008 (Abb. 4).

Baumfalke (*Falco subbuteo*)

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.

Wanderfalke (*Falco peregrinus*)

Für den Wanderfalken gelangen in den letzten zehn Jahren vereinzelte Beobachtungen, doch trotz Nistkästen an exponierten Felswänden auf tschechischer

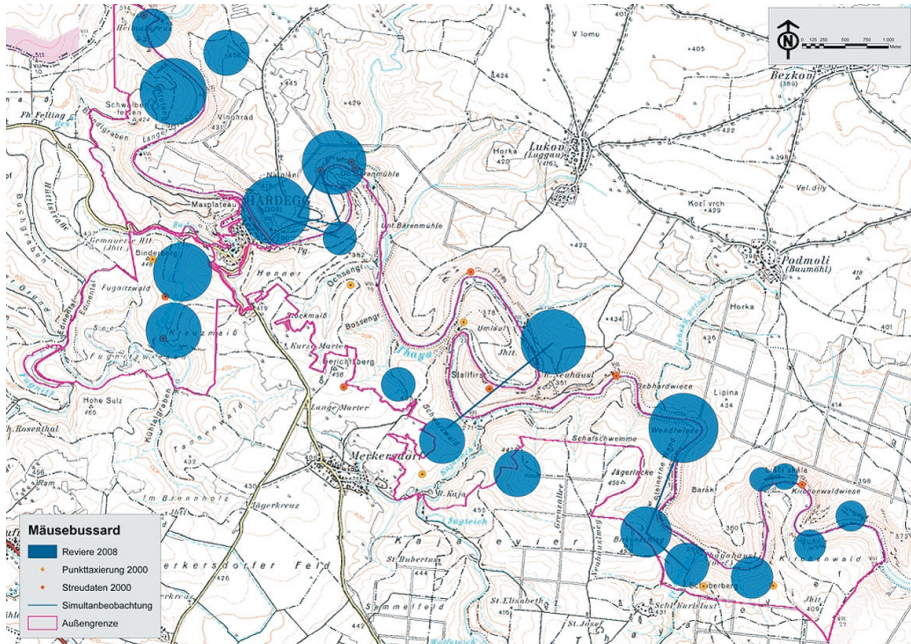


Abb. 4: Mäusebussard (*Buteo buteo*), Verteilung der Beobachtungen bzw. Reviere im Vergleich zwischen 2000 und 2008

Seit 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. Valášek und V. Škorpíková schriftl. Mitt.).

Sakerfalke (*Falco cherrug*)

Bereits in den Jahren 2000 und 2001 wurden mehrmals einzelne Sakerfalken im Gebiet beobachtet (eig. Beob.), 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. Valášek und V. Škorpíková schriftl. Mitt.).

Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*)

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.

Uhu (*Bubo bubo*)

Im Jahr 2000 wurden 4–5 Uhreviere 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 (Abb. 5).

Im Jahr 2009 wurden zehn sichere Reviere festgestellt (davon 9 rufende Paare!), ein weiteres Revier im Bereich Turmfelsen konnte aufgrund der ungünstigen Akustik während der Erhebung nicht abgesichert werden. 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.

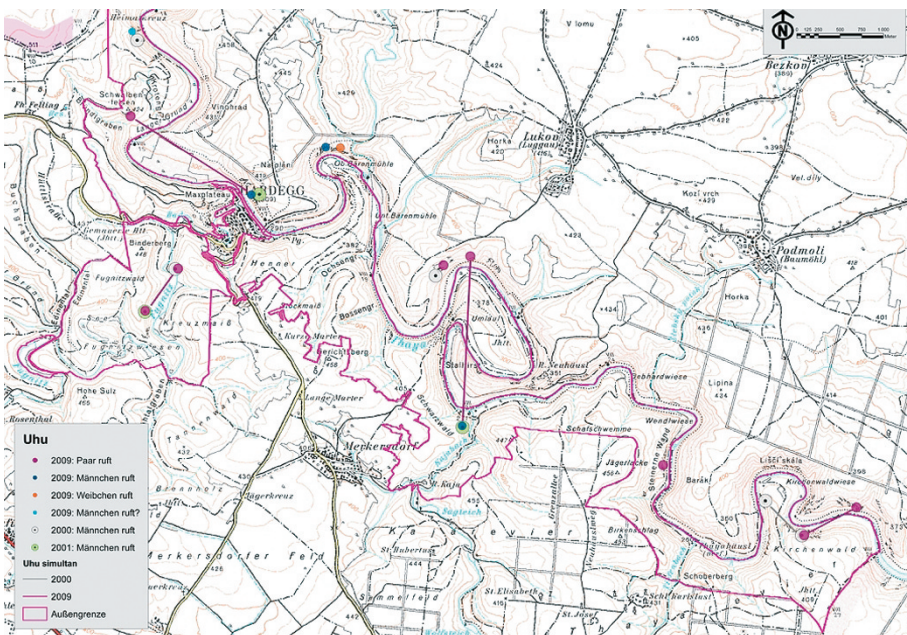


Abb. 5: Uhu (*Bubo bubo*), Rufplätze bzw. Beobachtungen im Vergleich der Jahre 2000/2001 und 2009

Waldkauz (*Strix aluco*)

Folgende Nachweise gelangen in der Grundlagenstudie (POLLHEIMER 2001): ein rufendes Männchen wurde westlich des Maxplateaus verhört (simultan mit einem Rufer am Vinohrad im NP Podyjí), ein Gewöllefund im oberen Bründlgraben und ein direkter Brutnachweis (bettelnde Jungvögel) im Schwarzwald. Eine Tagbeobachtung

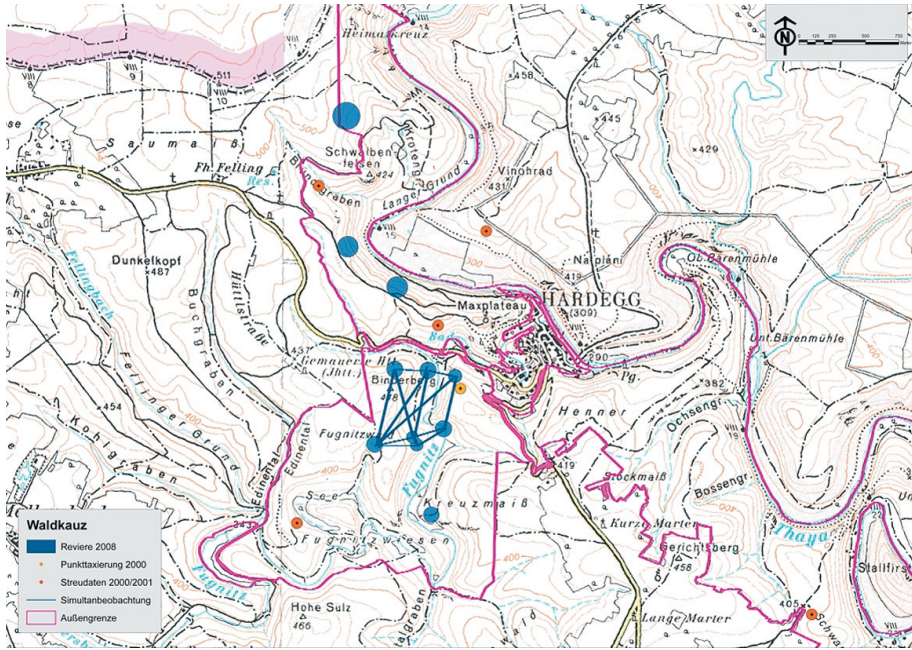


Abb. 6: Waldkauz (*Strix aluco*), Verteilung der Beobachtungen bzw. Reviere im Vergleich zwischen 2000 und 2008. Im Rahmen des Monitorings wurde eine Probefläche mit ca. 520 ha westlich von Hardegg flächig kartiert.

südlich vom Fugnitzsee im Zuge der Wiesenkartierung meldete B. Thurner. Somit ergab sich ein Mindestbestand von 3–4 Revieren im Nationalpark. 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, Abb. 6) 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 Waldkauz-Männchen simultan verhört!

Eisvogel (*Alcedo atthis*)

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 30.5. (außerhalb des NP) sowie 1 an der Fugnitz nahe der Brücke der Fellingner Straße am 31.5. (A. Ranner mündl. Mitt.). Am

31.3. 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.

Wiedehopf (*Upupa epops*)

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.

Wendehals (*Jynx torquilla*)

Im Untersuchungsgebiet gelangen nur an zwei Stellen Brutzeitnachweise im Jahr 2000 (Umlauf, Kirchenwald). Zusätzlich wurde im April am Ortsrand von Merkersdorf ein Individuum beobachtet. Seit mehreren Jahren gehen keine Brutzeitbeobachtungen mehr ein, auch das Jahr 2008 blieb ohne Nachweise. Das lokale Vorkommen muss daher im Moment als unterbrochen angesehen werden.

Grauspecht (*Picus canus*)

Im Jahr 2000 wurden 5 Reviere im NP Thayatal festgestellt, zusätzlich lagen 3 Reviere grenznahe im benachbarten NP Podyjí. Seitdem zeigt die Art eine überaus erfreuliche Bestandsentwicklung, wurden doch im Jahr 2008 mit 11 Revieren ungefähr doppelt so viele wie in der Erstuntersuchung festgestellt. 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 siehe Abb. 7.

Grünspecht (*Picus viridis*)

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

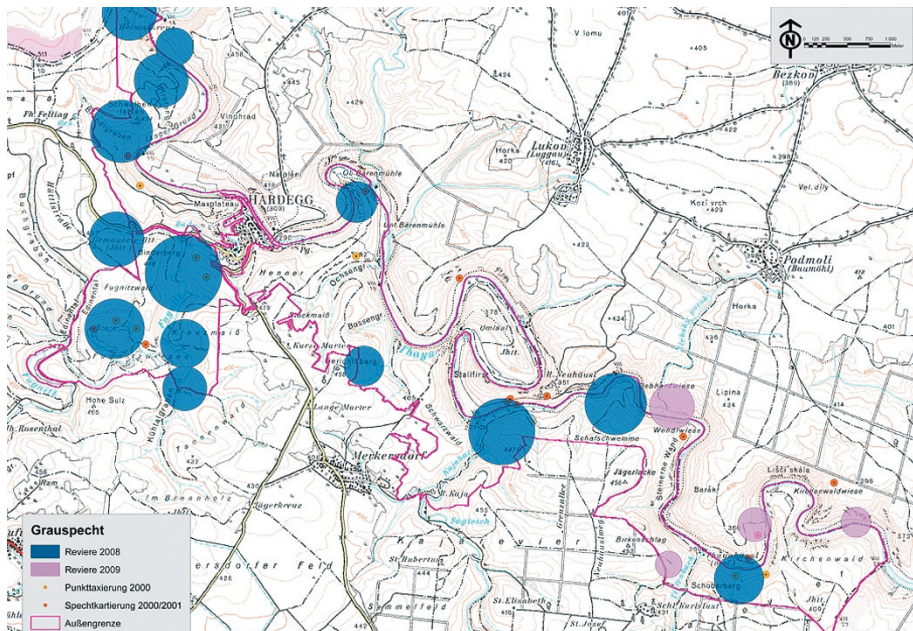


Abb.7: Grauspecht (*Picus canus*), Verteilung der Beobachtungen bzw. Reviere im Vergleich zwischen 2000/2001 und 2008/2009

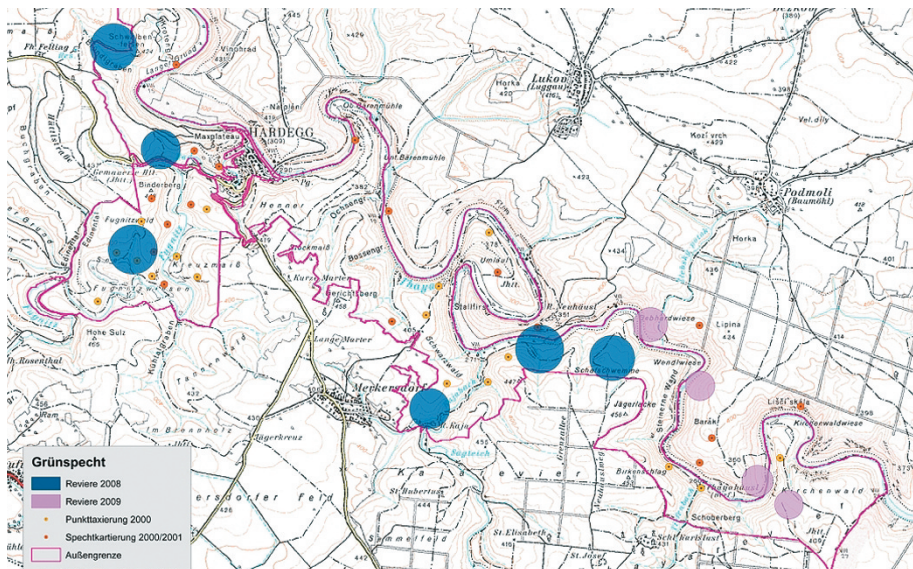


Abb. 8: Grünspecht (*Picus viridis*), Verteilung der Beobachtungen bzw. Reviere im Vergleich zwischen 2000/2001 und 2008/2009

Verbreitungsatlanten und zahlreichen Siedlungsdichteuntersuchungen der beiden Arten (z.B. BAUER et al. 2005, 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. $\frac{1}{3}$ unter jenem des Grauspechts. Auffällig sind Verbreitungslücken in den Teilbereichen Fugnitzwald, Umlauf und Einsiedler (Abb. 8).

Schwarzspecht (*Dryocopus martius*)

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 Schwarzspechts mit 9 (+1) Revieren innerhalb der Schutzgebietsgrenzen als konstant einstufen. Auffällig ist aber der Rückgang an Beobachtungen im Bereich zwischen Kirchenwald und Steinerne Wand (Abb. 9).

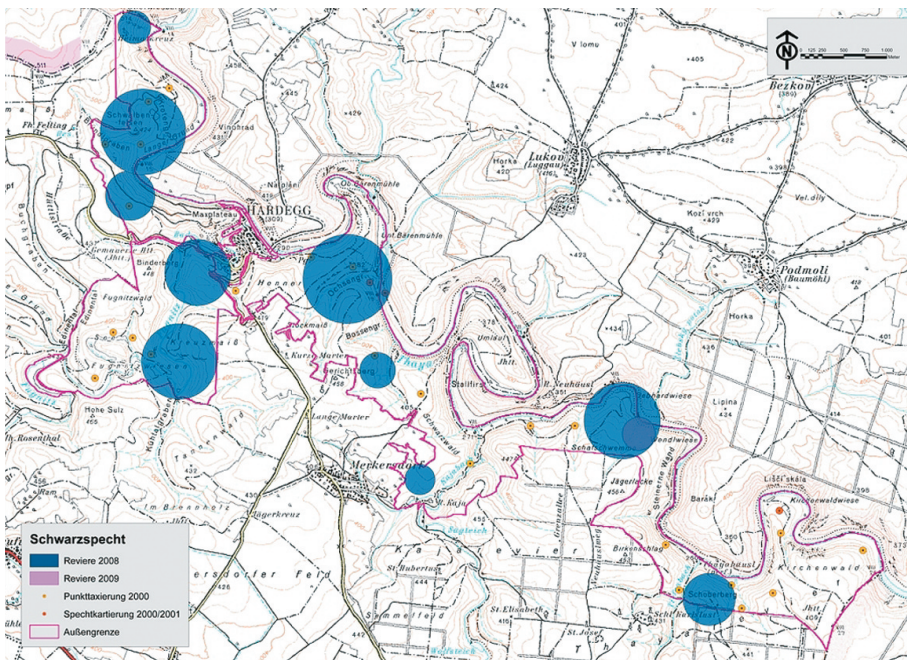


Abb. 9: Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Verteilung der Beobachtungen bzw. Reviere im Vergleich zwischen 2000/2001

Weißbrückenspecht (*Picoides leucotos*)

Der Weißbrückenspecht 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 (Abb. 10) vermutlich nach wie vor besiedelt sind.

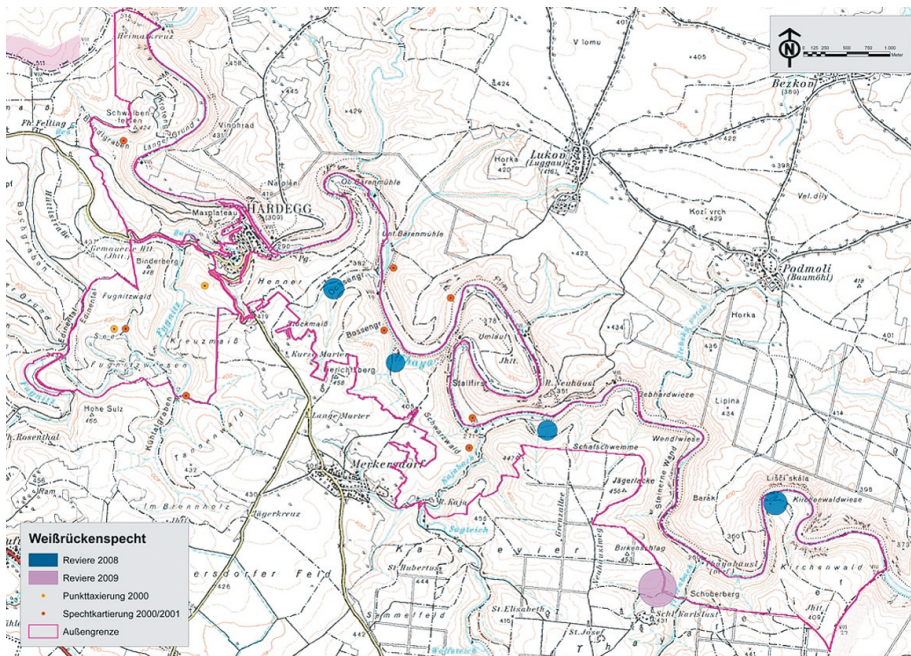


Abb.10: Weißbrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*), Verteilung der Beobachtungen bzw. Reviere im Vergleich zwischen 2000/2001 und 2008/2009

Mittelspecht (*Picoides medius*)

In der Grundlagenstudie (POLLHEIMER 2001) 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. Der nachgewiesene Bestand des Mittelspechts erwies sich mit 70 Revieren als ungefähr doppelt so hoch wie im Jahr 2000. Lokale Konzentrationen befanden sich im Fugnitzwald und zwischen Kajabach und Steinerer Wand (Abb. 11). 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).

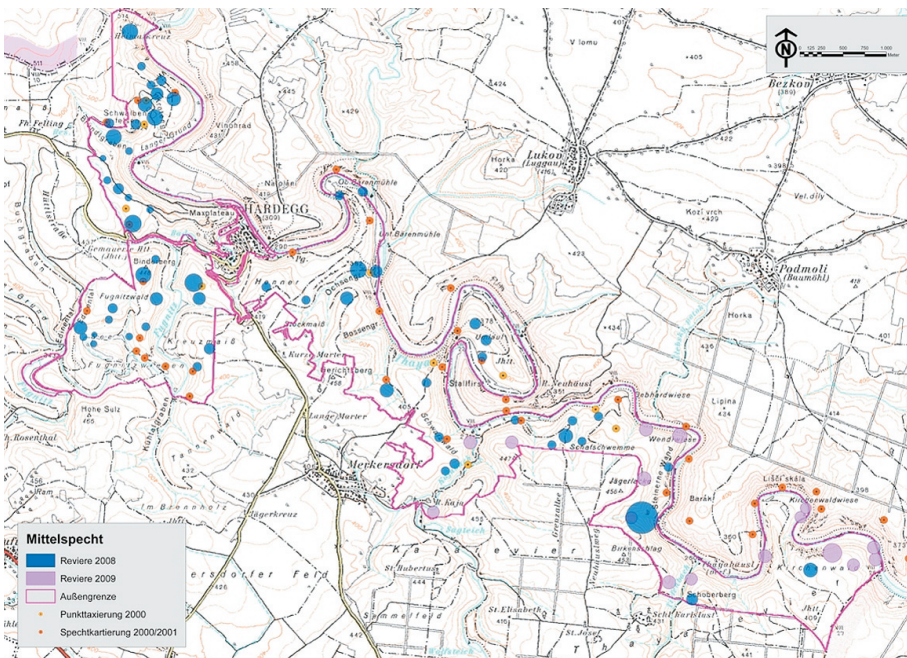


Abb.11: Mittelspecht (*Dendrocopos medius*), Verteilung der Beobachtungen bzw. Reviere im Vergleich zwischen 2000/2001 und 2008/2009

Kleinspecht (*Picoides minor*)

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 (ANDRETZKE et al. 2005).

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 (Abb. 12).

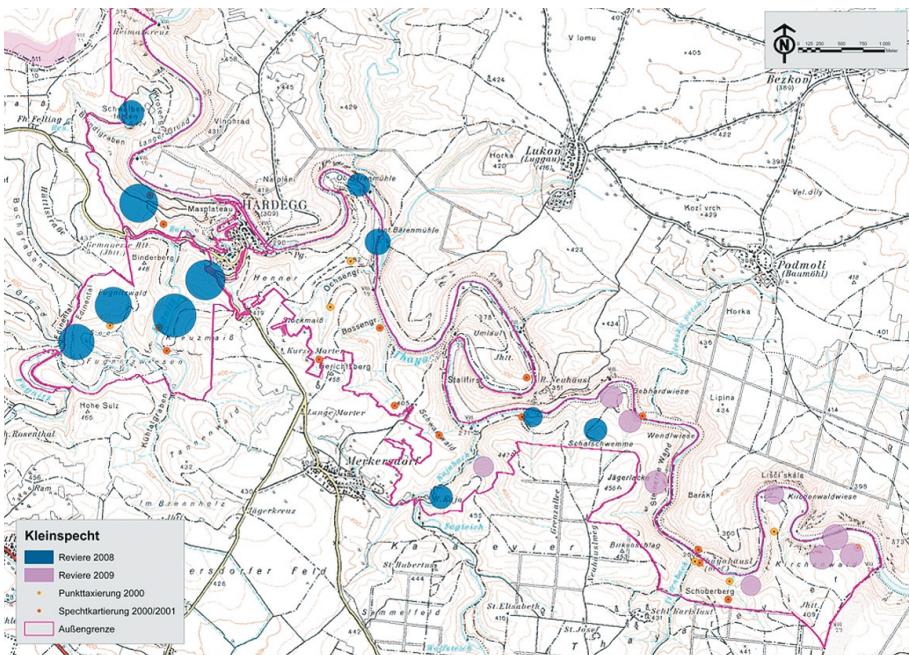


Abb.12: Kleinspecht (*Dendrocopos minor*), Verteilung der Beobachtungen bzw. Reviere im Vergleich zwischen 2000/2001 und 2008/2009

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.

Schwarzstorch

Der Schwarzstorch ist unbestritten das Sorgenkind unter den wertbestimmenden Vogelarten des Nationalparks. 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 im NP Thayatal (Schwalbenfelsen, Maxplateau) vor dem Jahr 2000 ist jedenfalls mit großer Wahrscheinlichkeit auf Störungen zurückzuführen (vgl. SACKL 1985, 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.

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 Gebiet 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.

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 (siehe 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 (großteils Wühlmäuse) abhängig ist, kann ein Bestandshoch auch durch ein Gradationsjahr seiner Hauptbeute mit ausgelöst werden (BAUER et al. 2005).

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 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 Kleinsäugern, auf jeden Fall wird das vorhandene Nahrungsangebot für den Uhu in einem lückigen Nadelholz-Bestand oder auf Lichtungen besser zugänglich.

Bisher verbliebene Nadelholzsinseln sollen aber als wichtige Tageseinstände (MEBS & SCHERZINGER 2000) im Bestand belassen werden (z.B. Kirchenwald oberhalb des Steinernen Meeres).

Waldkauz

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

Eisvogel

Starke jährliche Bestandsfluktuationen sind typisch für den Eisvogel. Er verlässt in der Regel Mitteleuropa im Winter nicht, was bei anhaltend tiefen Temperaturen zu hoher Sterblichkeit führt. Diese Verluste werden 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 Spannbreite von 1 über 3–4 bis 9 Revieren belegen diese Annahme.

Wendehals

Die Bestände des Wendehalses sind in Mitteleuropa in den letzten Jahren zum Teil bedrohlich zusammengeschrunpft (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 keinen ausreichenden Ausgleich.

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 denen 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 (ZUNA-KRATKY et al. 2000).

GLUTZ & BAUER (2001) 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 1929–39 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. Zum Teil leben Grau- und Grünspecht eng nebeneinander; über eventuelle interspezifische Reviere ist nichts bekannt. Bei Schlaf- oder Nistplatzkonkurrenz unterliegt in der Regel der Grauspecht“. Aufgrund seiner morphologischen Merkmale (Beine, Muskulatur, Stützwanz, 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 (siehe dort) 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.

Grünspecht

Als Hauptnahrung ist der Grünspecht beinahe ausschließlich auf Wiesen bewohnende Ameisen (*Lasius*, *Formica* und *Myrmica*) 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 wer-

den 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 Wühl tätigkeit 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 Bestandstrends, teilweise Nutzungsaufgabe, Fraßdruck auf Wiesen bewohnende Ameisen) zu einem Rückgang des Bestandes geführt haben.

Weißbrückenspecht

Der Weißbrückenspecht besiedelt naturnahe oder urwaldartige Waldbestände mit hohem Altholzanteil, sterbenden und toten Stämmen sowie 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 Weißbrückenspecht 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, 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 800–1500 Revieren (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Durch die heimliche Lebensweise der Art gelingen aber immer wieder neue Nachweise bzw. werden höhere Bestände als ursprünglich vermutet bekannt.

Die geringere Zahl an Nachweisen im Vergleich zur Grundlagenenerhebung 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).

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).

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 der 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).

Danksagung

Die Verfasser bedanken sich beim Nationalpark Thayatal für die Möglichkeit, in diesem herausragenden Gebiet zu arbeiten. Ein besonderer Dank geht hier an Christian Übl, der für uns immer eine entgegenkommende Ansprechperson war. A. Ranner und G. Wichmann von BirdLife Österreich haben die Grundlagenstudie entscheidend mitgeprägt und fachlich betreut.

Literatur

- AEBISCHER, A. (2008): Eulen und Käuze. Auf den Spuren der nächtlichen Jäger. – Haupt Verlag: Bern, 248 pp.
- ANDREITZKE, H., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. (2005): Artsteckbriefe. – In: P. Südbeck et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, 135-695, Radolfzell
- BAUER, H. G. & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. – Aula: Wiesbaden, 715 pp.
- BAUER, H. G., BEZZEL, E., FIEDLER, W. (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Nonpasseres - Nichtsperlingsvögel. – Aula-Verlag: Wiebelsheim, 808 pp.
- BIBBY, C. J., BURGESS, N. D., HILL, D. A. (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. – Neumann: Radebeul, 270 pp.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. – BirdLife Conservation Series No. 12, Cambridge, 374 pp.
- BLUME, D. & TIEFENBACH, J. (1997): Die Buntspechte: Gattung *Picoides*. – Neue Brehm Bücherei 315: 1-152
- CHRISTEN, W. (1994): Bestandsentwicklung von Grünspecht *Picus viridis* und Grauspecht *P. canus* von Solothurn 1980-1993. – Ornithologischer Beobachter 91: 49-58
- CHRISTIAN, R. (1996): Nationalpark Thayatal. – In: F. Wolkinger (Hrsg.), Natur- und Nationalparks in Österreich, Austria Medien Service: Graz
- DVORAK, M., RANNER, A., BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. – Umweltbundesamt und Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde: Wien, 527 pp.
- 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, 66 pp.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. – IHW: Eching, 879 pp.
- FRANK, G. & HOCHBNER, T. (2001): Erfassung der Spechte - insbesondere des Weißrückenspechtes *Picoides leucotos* - im Rahmen des LIFE-Projektes Wildnisgebiet Dürrenstein. – In: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein, Forschungsbericht, 116 - 148, Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz: St. Pölten
- GAMAUF, A. (1991): Greifvögel in Österreich. Bestand - Bedrohung - Gesetz. – Umweltbundesamt Wien, Monographien 20: 1-136
- 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.
- HAVELKA, P. & RUGE, K. (1993): Trends der Populationsentwicklung bei Spechten (Picidae) in der Bundesrepublik Deutschland. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 33-38
- 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 - Rote Listen 2: 1-256
- KRAUS, F. (2000): Nationalpark Thayatal. – Portele & NP Thayatal GmbH: Wien Hardegg, 173 pp.
- MEBS, T. & SCHERZINGER, W. (2000): Die Eulen Europas - Biologie, Kennzeichen, Bestände. – Kosmos: Stuttgart, 331 pp.
- MUSCHKETAT, L. F. & RAQUÉ, K. F. (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen an Grünspechten (*Picus viridis*) als Grundlage zur Habitatpflege. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 139-142

- POLLHEIMER, J. (2001): Ornithologische Erhebungen im Nationalpark Thayatal. – Bericht im Auftrag der Nationalpark Thayatal GesmbH und BirdLife Österreich, Wien, 127 pp.
- PROJEKTGRUPPE „Ornithologie und Landschaftsplanung“ der Deutschen-Ornithologen Gesellschaft (1995): Qualitätsstandards für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in raumbedeutsamen Planungen. – NFN Medien-Service Natur: Minden, 36 pp.
- RUGE, K. & WEBER, W. (1974): Biotopwahl und Nahrungserwerb beim Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*) in den Alpen. – Vogelwelt 95: 138-147
- 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, 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 Habitatansprüche des Schwarzstorchs. – Schriftenreihe Umwelt und Naturschutz Kreis Minden-Lübbecke 2: 54-63
- SCHERZINGER, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. – Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums f. ELF 9: 1-119
- SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K., SUDFELDT, CH. (Hrsg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. – Radolfzell, 792 pp.
- SÜDBECK, P. & GALL, T. (1993): Der Mittelspecht (*Picoides medius*) in Schleswig-Holstein - Erfassungsprobleme und ihre Konsequenzen für Bestandsschätzungen. – Corax 15: 211-221
- SUTHERLAND, W. J. (Hrsg.) (1996): Ecological Census Techniques - A Handbook. – Cambridge University Press, 336 pp.
- SUTHERLAND, W. J. (Hrsg.) (2000): The Conservation Handbook: Research, Management and Policy. – Blackwell Science: Oxford, 278 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
- TOMIALOJC, L. (1980): The combined version of the mapping method. – In: H. Oelke (Hrsg.): Bird census work and nature conservation, 92-106, DDA, Lengede
- UNDERHILL, L. & GIBBONS, D. (2002): Mapping and monitoring bird populations: their conservation uses. – In: K. Norris, D.J. Pain (Hrsg.): Conserving bird biodiversity: general principles and their application, 34-60, Cambridge University Press
- 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. & FRANK, G. (2005): Die Situation des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) in Wien. – Egretta 48: 19-34
- 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.

Anschrift der Verfasser:

Jürgen Pollheimer, coopNATURA, Büro für Ökologie und Naturschutz,
Finkenberg 14 a, A 6063 Rum bei Innsbruck

Jörg Oberwalder, coopNATURA, Büro für Ökologie und Naturschutz,
Finkenberg 14 a, A 6063 Rum bei Innsbruck

Martin Pollheimer, coopNATURA, Büro für Ökologie und Naturschutz,
Kremstalstraße 77, A 3500 Krems an der Donau



Aussicht von einem Erhebungspunkt für die Greifvogelzählung im östlichen Abschnitt des Nationalparks. Beispielhaft ist auch die Repräsentanz aller wesentlichen Lebensraumtypen (Wald, Wiesen, Fluss und Felsen).