

Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse

Herausgeber: Schweizerischer Forstverein

Band: 168 (2017)

Heft: 2

Artikel: Die Brutvogelfauna eines Nadelwaldes der nördlichen Voralpen nach dem Sturm Lothar

Autor: Mollet, Pierre / Hardegger, René / Altwegg, Res

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1097467>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 02.05.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Die Brutvogelfauna eines Nadelwaldes der nördlichen Voralpen nach dem Sturm Lothar

Pierre Mollet Schweizerische Vogelwarte Sempach (CH)*
René Hardegger Oberkirch (CH)
Res Altwegg Department of Statistical Sciences, University of Cape Town (ZA)
Pius Korner Schweizerische Vogelwarte Sempach (CH)
Simon Birrer Schweizerische Vogelwarte Sempach (CH)

Die Brutvogelfauna eines Nadelwaldes der nördlichen Voralpen nach dem Sturm Lothar

In einem 70 ha grossen Nadelwald am zentralen Alpennordrand, auf 1260 bis 1550 m ü. M., erfassten wir in den Jahren 2002 und 2013 mittels Punkt-Stopp-Zählungen sowie zusätzlicher Suche nach seltenen Arten die lokale Brutvogelfauna. Im Dezember 1999 hatte der Orkan Lothar im Untersuchungsgebiet zwei grosse Wurfflächen sowie viele kleinere Streuschadenflächen hinterlassen. Wir fanden mit insgesamt 48 Brutvogelarten eine für Bergwälder äusserst vielfältige Artenzusammensetzung. In den elf Jahren zwischen den Aufnahmen ging bei vier Arten die Verbreitung beziehungsweise die Abundanz zurück, bei sieben Arten nahm sie zu, bei vier Arten gab es keine Veränderung. Bei allen anderen Arten war es wegen zu kleiner Datensätze unmöglich, Veränderungen zu schätzen. Der Vergleich mit Waldstrukturdaten der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft zeigte, dass für fünf Vogelarten die Veränderung in Verbreitung oder Abundanz zumindest teilweise mit der sukzessionsbedingten Waldentwicklung erklärt werden kann. Will man bei solchen Erfassungen der Brutvogelfauna realitätsnahe Verbreitungs- und Abundanzwerte generieren, muss man zwingend genügend grosse Stichproben erheben und mit geeigneten statistischen Methoden die Entdeckungswahrscheinlichkeiten für jede einzelne Art berücksichtigen.

Keywords: breeding bird community, subalpine forest, windthrow
doi: 10.3188/szf.2017.0059

* Seerose 1, CH-6204 Sempach, E-Mail pierre.mollet@vogelwarte.ch

Im Untersuchungsgebiet, einem abgelegenen Waldstück in der Gemeinde Giswil im Kanton Obwalden, warf der Sturm Lothar am 26. Dezember 1999 auf rund 27 ha rund 20000 m³ Holz (Reich et al 2010). Für einen grossen Teil des Gebiets schloss der Kanton Obwalden im Jahr darauf mit der Waldeigentümerin, der Teilsame Lungern-Obsee, einen Waldreservatsvertrag ab. Ebenfalls im Jahr 2000 entwickelte die Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) im Auftrag des Kantons Obwalden ein Forschungsprojekt mit dem Ziel, die Waldentwicklung im Reservat in den ersten zehn Jahren nach dem Sturm zu untersuchen. Im Fokus des Projekts stand die Waldverjüngung auf den Windwurfflächen. Im selben Waldreservat erstellte die Schweizerische Vogelwarte Sempach in den Jahren 2002 und 2003 ein Inventar der Brutvogelarten.

Über die sukzessionsbedingte Veränderung der Avifauna über mehrere Jahre in reinen Nadelwäldern höherer Lagen ist uns aus Mitteleuropa nur eine Untersuchung bekannt: diejenige von Scher-

zinger (2006), dessen Studiengebiet im Bayerischen Wald zumindest teilweise von reinen Nadelwäldern bestockt war. Die anderen publizierten Studien über sukzessionsbedingte Avifauna-Veränderungen wurden in Laubwäldern tieferer Lagen (Christen 1989 & 1997, Hohlfeld 2006, Müller 2010) oder in montanen Tannen-Buchen-Mischwäldern (Glutz von Blotzheim 2001) durchgeführt. Alle diese Studien zeigen Veränderungen der Avifauna, die zumindest teilweise mit der gleichzeitigen Veränderung der Waldstruktur erklärt werden können. Auch in unserem Untersuchungsgebiet gab es zwischen 2001 und 2009 markante Veränderungen auf den Sturmwurfflächen, vor allem bei der Verjüngung mit Pionier-Laubbaumarten (Abbildung 1). Die Anzahl und damit die Dichte von Pionierarten wie der Vogelbeere, Birken und Weiden mit Wuchshöhe zwischen 20 und 300 cm nahmen stark zu (Reich et al 2010). Wir vermuteten, dass sich als Folge davon im selben Zeitraum auch die Avifauna verändert hatte und dass insbesondere die Bestände von Gebüsch- und Di-



Abb 1 Verjüngung auf offener Sturmwurffläche im Untersuchungsgebiet im Oktober 2013: Dominant sind Vogelbeere und Fichte. Foto: Niklaus Zbinden



Abb 2 Das Untersuchungsgebiet im August 2007 vom Gegenhang aus gesehen. Im hinteren, höher gelegenen Teil liegt das Naturwaldreservat mit Sturmwurfflächen und stehendem Totholz, im Vordergrund, etwas tiefer gelegen, die Sonderwaldreservatsfläche.

ckungsbrütern wie z.B. der Mönchsgrasmücke zugenommen haben dürften.

Um diese Hypothese zu prüfen, führten wir 2013 im Rahmen einer Bachelorarbeit (Hardegger 2013) eine erneute Erfassung der Brutvogelfauna im Waldreservat durch und verglichen die Resultate mit denjenigen aus den Jahren 2002 bzw. 2003.

Untersuchungsgebiet und Methode

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet Rorwald liegt am Alpennordrand im Westen des Kantons Obwalden auf dem Gebiet der Gemeinde Giswil und ist Teil der Moorlandschaft von nationaler Bedeutung «Glaubenberg». Die gesamte Fläche des Waldreservates

beträgt 97 ha. Davon sind 70 ha als Naturwald- und 27 ha als Sonderwaldreservat eingerichtet (Abbildung 2). Der tiefste Punkt des Reservats liegt auf 1260 m, der höchste auf rund 1550 m ü. M. Seit 2012 ist das Gebiet auch Teil einer grösseren kantonalen Wildruhezone und darf vom 1. Dezember bis am 15. Juli nicht betreten werden.

Das Waldreservat ist nach Ost und Südost exponiert, aber nur wenig geneigt. Von Nordost über Süd bis Südwest wird es durch tiefe Gräben begrenzt, die von grossen Wildbächen geschaffen wurden. Im höher gelegenen, nordwestlichen Teil geht der Wald in offenes Weideland über, das im Sommerhalbjahr mit Rindvieh, z.T. auch mit Pferden, bestossen wird. Das Klima ist gekennzeichnet durch relativ hohe Niederschlagsmengen, wie sie für den ganzen schweizerischen Alpennordrand charakteristisch sind. Die dem Gebiet am nächsten gelegene Messstation von MeteoSchweiz in vergleichbarer Höhenlage befindet sich auf der Stöckalp (Kanton Nidwalden) auf 1070 m ü. M. In den Jahren 1985 bis 2012 betrug die jährliche Niederschlagsmenge bei dieser Messstation im Durchschnitt 1777 mm. Der geologische Untergrund besteht fast vollständig aus Flysch, der mechanisch instabil und weitgehend wasserundurchlässig ist. Die Oberfläche auf Flyschböden ist daher meist beweglich und oft so stark vernässt, dass sich Moore ausbilden und teilweise nur spezialisierte, wassertolerante Bäume wie die Aufrechte Bergföhre (*Pinus mugo uncinata*) aufkommen.

Die häufigsten Waldgesellschaften im Waldreservat sind der subalpine Fichtenwald mit Torfmoos (38% der Fläche), der Schachtelhalm-Tannenmischwald (20%) und der Torfmoos-Bergföhrenwald (20%; Reich et al 2010). Da in den meisten Beständen viele kleinere, vernässte Flächen mit kaum waldfähigen Böden vorkommen, ist die Kronenschicht fast durchwegs locker bis lückig. Das Gebiet ist sehr abgelegen und kaum erschlossen. Vor 1890 sind nur wenige Holzschläge bekannt. Der Wald wurde damals vorwiegend als Weidegebiet genutzt, und auf kleinen Lichtungen wurde Streue gewonnen. Danach folgte eine Zeit, in der immer wieder grössere Holzmassen geschlagen und über die Wildbäche abtransportiert wurden. Der letzte bekannte Holzschlag erfolgte im Jahr 1959. Seither blieb der Wald praktisch ungenutzt, und der Holzvorrat nahm zwischen 1956 und 2001 von 200 m³ auf 248 m³ pro ha zu (Reich et al 2010). Am 26. Dezember 1999 hinterliess der Orkan Lothar neben zwei grossen Windwurfflächen mit zusammen rund 20 ha auch viele kleinflächige Windwürfe. Anschliessend kam es zu einem starken Befall durch den Buchdrucker (*Ips typographus*). Zwischen 2001 und 2003 starben im Naturwaldreservat rund 40% der nach dem Sturm stehen gebliebenen Fichten (*Picea abies*) und 75% der Bergföhren infolge des Käferbefalls ab. Danach ging der Neubefall von Bäumen schnell zurück, und nach 2005 starben

kaum noch Altbäume ab (Reich et al 2010). Im Naturwaldreservat blieb das Sturm- und Käferholz grösstenteils liegen. Im Sonderwaldreservat wurden ab 2002 frisch mit Borkenkäfer befallene Stämme gefällt und per Helikopter ausgeflogen oder an Ort und Stelle entrindet (Reich & Wohlgemuth 2009).

Vogelaufnahmen

Zur Brutzeit der Jahre 2002 und 2013 wurden die revieranzeigenden Brutvogelarten mit einer Punkt-Stopp-Zählung erfasst (Bibby et al 1992, Hansbauer et al 2003). Dabei orientierten wir uns am Punktenetz, welches die WSL für ihre Untersuchungen über den Waldreservatsperimeter gelegt hatte (Reich et al 2010). Die Punkte mit einem Abstand von 100 m von Punkt zu Punkt waren im Gelände mit kleinen Aluminiumstangen sowie mit Holzpfählen markiert. Wir benützten für die Aufnahmen jedoch nur jeden zweiten Punkt, dies aus zwei Gründen: Zum einen wäre der Bearbeitungsaufwand bei der Wahl aller Punkte zu gross geworden, aber vor allem dürfen zum andern bei einer Punkt-Stopp-Zählung die Punkte nicht zu nahe beieinanderliegen, weil sonst die Wahrscheinlichkeit zu gross wird, dieselben Vogelindividuen von mehreren Punkten aus, also mehrmals, zu erfassen. Dabei ist diese Wahrscheinlichkeit artabhängig, d.h. umso grösser, je weiter hörbar der Reviergesang einer Art ist. Es gibt für solche Mindestabstände bei Punkt-Stopp-Zählungen unseres Wissens keine etablierten Standards, aber Bibby et al (1992) empfehlen mindestens 150 m für Aufnahmen in Wäldern. Mit unserer Auswahl jedes zweiten Punktes des WSL-Netzes lagen die Zählpunkte jeweils rund 141 m auseinander und damit ungefähr im Bereich dieser Empfehlung (Abbildung 3).

Unsere Auswahl enthielt 43 Punkte. Vier davon mussten wir leicht verschieben beziehungsweise durch einen nahe gelegenen Alternativpunkt ersetzen. Drei davon lagen auf offenen Sturmwurfflächen,

die wegen grosser, aufeinanderliegender Totholz-mengen nicht begehbar waren, und an einem Punkt war es wegen eines unmittelbar daneben rauschenden Baches unmöglich, Vögel akustisch zu erfassen.

Jeder Punkt wurde in beiden Aufnahmejahren je dreimal aufgesucht. Während jeweils fünf Minuten wurden alle Vogelindividuen notiert, die gehört oder gesehen wurden. Die Aufnahmen fanden zwischen Morgendämmerung und zirka 9 Uhr 30 statt, stets bei trockenem Wetter sowie fehlendem oder kaum feststellbarem Wind. Um alle 43 Punkte einmal zu bearbeiten, brauchte es jeweils zwei oder drei Vormittage. Während jedes der drei Rundgänge innerhalb eines Aufnahmejahres bearbeiteten wir die 43 Punkte in jeweils anderer Reihenfolge. Im Jahr 2002 führte Res Altwegg die Aufnahmen durch, und zwar vom 7. bis 9. Mai, vom 30. Mai bis 1. Juni sowie am 6. und 8. Juni. Im Jahr 2013 wurden die Aufnahmen von René Hardegger durchgeführt, vom 14. bis 16. Mai, am 3. und 4. Juni sowie am 8. und 9. Juni. Für die Zählungen im Jahr 2013 erteilte uns der Kanton Obwalden eine Sonderbewilligung zum Betreten der Wildruhezone.

Alle Beobachtungen von Vogelarten ausserhalb der ordentlichen Zählungen an den Punkten wurden ebenfalls protokolliert. Auf mehreren Zusatzexkursionen suchten wir zudem Arten, welche mit der Punkt-Stopp-Zählung nicht systematisch erfasst werden können. Jeweils im Mai 2003 und 2013 versuchten wir während der frühen Nachtstunden (ab dem Einnachten bis ca. Mitternacht), Nachweise von Eulen und Waldschnepfen zu erbringen. Um allfällig vorhandene Eulen zu locken, spielten wir Tonbandaufnahmen ab. Gleichzeitig erfassten wir die Waldschnepfe während ihres Balzfluges. Am 21. und 22. Februar 2003 führte Pierre Mollet zudem zusammen mit Peter Hahn eine Begehung des Waldreservates durch, um einen Überblick über die im Gebiet vorkommenden Spechtarten zu bekommen.

Auswertung

Die an den Zählpunkten protokollierten Arten teilten wir in die drei Klassen «häufig», «mittelhäufig» und «selten» ein. Als häufig bezeichneten wir diejenigen Arten, für die aus einem der beiden Jahre mindestens 60 Registrierungen vorlagen. Mittelhäufig waren Arten, die in beiden Jahren gefunden wurden und bei denen aus einem der beiden Jahre mindestens acht Registrierungen vorlagen. Alle anderen Arten waren selten.

Die beobachtete Anzahl Vögel ist abhängig von der Anzahl tatsächlich vorhandener Vögel und von der Wahrscheinlichkeit, den Vogel auch zu sehen oder zu hören (Entdeckungswahrscheinlichkeit). Mit den Daten aus drei Rundgängen kann die Entdeckungswahrscheinlichkeit für jede Art geschätzt werden, sofern die Datenmenge gross genug ist (Kéry & Schaub 2012). Mit bekannter Entdeckungswahrscheinlich-

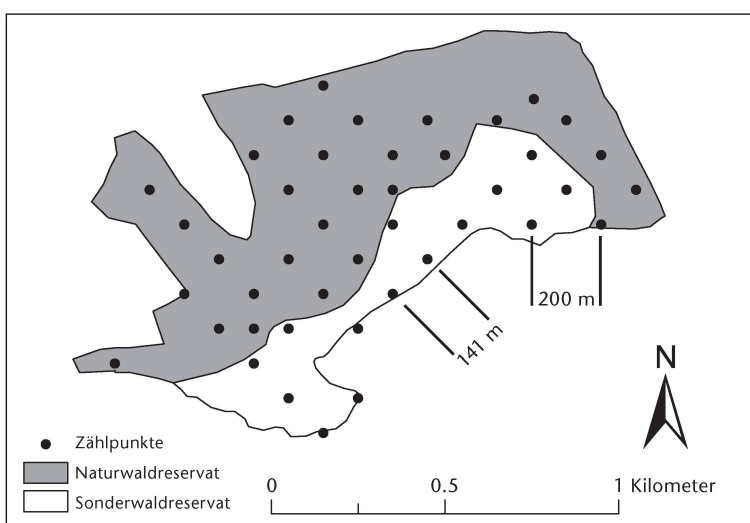


Abb 3 Räumliche Verteilung der 43 Aufnahmepunkte für die Punkt-Stopp-Zählung.

keit kann anschliessend für jeden Zählpunkt und jedes Zähljahr die Wahrscheinlichkeit dafür geschätzt werden, dass eine Art dort vorkommt (occupancy model; MacKenzie et al 2002). Weiter kann man für jedes Zähljahr die Anzahl Punkte mit Vorkommen der betreffenden Art schätzen. Die räumliche Verteilung aller dieser Zählpunkte mit Vorkommen nennen wir Verbreitung. Ausserdem kann man mit der Entdeckungswahrscheinlichkeit und bei ausreichender Datenmenge die mittlere Anzahl Individuen pro Zählpunkt (Abundanz) schätzen (N-mixture model; Royle 2004). Die Modelle nehmen an, dass der wahre Zustand (Vorkommen bzw. Abundanz pro Punkt) innerhalb einer Brutsaison konstant bleibt.

Auf diese Weise schätzten wir für alle häufigen und mittelhäufigen Arten die Vorkommenswahrscheinlichkeit pro Zählpunkt und Jahr und damit deren Verbreitung. Für alle häufigen Arten schätzten wir zudem die Abundanz pro Punkt.

Wir waren nur am Unterschied des Bestands zwischen den beiden Aufnahmejahren interessiert. Deshalb fügten wir in die Modelle als Einflussfaktor für die Abundanz respektive für das Vorkommensmuster (Verbreitung) ausschliesslich das Jahr ein. Das heisst, wir schätzten lediglich eine mittlere Abundanz (für häufige Arten) oder Vorkommenswahrscheinlichkeit (für häufige und mittelhäufige Arten) pro Aufnahmejahr, untersuchten aber keine weiteren Einflüsse wie Habitatvariablen.

Die Entdeckungswahrscheinlichkeit wurde für jede Art sowie für alle sechs Rundgänge separat ge-

schätzt, da diese Wahrscheinlichkeit nicht nur vom Beobachter abhängt, sondern sich auch im Saisonverlauf sowie wetterbedingt stark ändern kann. Wir verwenden den Begriff Entdeckungswahrscheinlichkeit für beide Modelltypen, während beim occupancy model oft auch von Antreffwahrscheinlichkeit gesprochen wird.

Für jede häufige Art wurden also zwei Modelle angewendet, für jede mittelhäufige Art ein Modell. Die Modellparameter wurden mittels Markov-Ketten-Monte-Carlo-(MCMC-)Simulationen geschätzt, wobei 200 000 Werte aus der A-posteriori-Verteilung gezogen wurden. Daraus wurden der Median sowie das 95%-Vertrauensintervall berechnet, in dessen Bereich der wahre Wert (z.B. der Vorkommenswahrscheinlichkeit oder der Abundanz) mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% liegt. Die Berechnungen erfolgten mit WinBUGS (burn-in von 20 000, drei Ketten, flache A-priori-Verteilungen; Spiegelhalter & Best 2003). Von einem statistisch signifikanten Unterschied in der Abundanz beziehungsweise der Verbreitung in den Jahren 2002 und 2013 sprechen wir, wenn der errechnete Medianwert für 2013 nicht im Vertrauensintervall der Schätzung für 2002 liegt.

Ergebnisse

Artenzusammensetzung

An den Zählpunkten stellten wir insgesamt 41 Vogelarten fest (Tabellen 1 und 2). Zwischen den

Art	Rohdaten		Verbreitung geschätzt		Abundanz pro Zählpunkt geschätzt		Veränderung
	2002	2013	2002	2013	2002	2013	
Alpenmeise (<i>Poecile montanus</i>)	12/12	2/2	25 (14–42)	3 (2–17)	–	–	Rückgang signifikant
Amsel (<i>Turdus merula</i>)	9/9	4/4	14 (9–34)	6 (4–19)	–	–	Rückgang signifikant
Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)	55/41	69/42	42 (41–43)	42 (42–43)	2.74 (1.72–8.94)	2.55 (1.88–4.27)	keine
Haubenmeise (<i>Lophophanes cristatus</i>)	5/5	23/21	10 (5–35)	32 (24–32)	–	–	Zunahme tendenziell
Heckenbraunelle (<i>Prunella modularis</i>)	10/10	32/27	13 (10–28)	29 (27–35)	–	–	Zunahme signifikant
Kuckuck (<i>Cuculus canorus</i>) ¹⁾	14/14	19/19	20 (14–36)	25 (19–41)	–	–	keine
Misteldrossel (<i>Turdus viscivorus</i>) ¹⁾	13/13	32/28	27 (16–42)	38 (31–43)	–	–	Zunahme tendenziell
Mönchsgrasmücke (<i>Sylvia atricapilla</i>)	19/18	37/28	22 (18–33)	31 (28–38)	–	–	Zunahme tendenziell
Ringeltaube (<i>Columba palumbus</i>) ¹⁾	2/2	13/13	3 (2–18)	27 (15–42)	–	–	Zunahme signifikant
Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	36/33	72/43	40 (35–43)	43 (43–43)	3.12 (1.32–20.19)	2.51 (1.84–4.30)	keine
Singdrossel (<i>Turdus philomelos</i>) ¹⁾	47/37	72/43	42 (39–43)	43 (43–43)	7.06 (2.63–36.04)	2.88 (1.89–9.46)	unklar ²⁾
Tannenmeise (<i>Parus ater</i>)	35/30	39/37	39 (32–43)	41 (38–43)	3.29 (1.40–15.31)	2.46 (1.21–19.33)	keine
Waldbaumläufer (<i>Certhia familiaris</i>)	5/5	21/20	7 (5–23)	28 (21–41)	–	–	Zunahme signifikant
Wintergoldhähnchen (<i>Regulus regulus</i>)	26/23	13/13	27 (23–35)	21 (14–39)	–	–	Rückgang tendenziell
Zaunkönig (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	53/38	49/36	39 (38–42)	36 (36–39)	2.25 (1.63–3.75)	1.53 (1.11–2.19)	Rückgang signifikant
Zilpzalp (<i>Phylloscopus collybita</i>)	8/8	25/25	10 (8–19)	32 (26–42)	–	–	Zunahme signifikant

Tab 1 Die 16 als «häufig» und «mittelhäufig» eingestufteten Arten bei den Erhebungspunkten in den Jahren 2002 und 2013. Rohdaten: Anzahl der auf den drei Durchgängen erfassten Individuen (erste Zahl) und Anzahl Zählpunkte mit Beobachtungen (zweite Zahl). Verbreitung geschätzt: geschätzte Anzahl Zählpunkte, an welchen die Art vorkam (Median der simulierten A-posteriori-Verteilung und 95%-Vertrauensintervall). Abundanz: geschätzte Anzahl Individuen pro Zählpunkt (Median und 95%-Vertrauensintervall). 1) Bei weit hörbaren Arten kann die Anzahl Zählpunkte mit Vorkommen höher sein als der Gesamtbestand im Gebiet, da dasselbe Individuum von mehreren Punkten aus gehört werden kann. Analog kann die mittlere Abundanz auf Mehrfachkartierungen desselben Individuums basieren. 2) Die kleine Entdeckungswahrscheinlichkeit im Jahr 2002 verunmöglicht eine Beurteilung der Bestandsveränderung.

Art	2002	2013
Baumpieper (<i>Anthus trivialis</i>)	–/–	7/5
Birkhuhn (<i>Tetrao tetrix</i>)	–/–	1/1
Buntspecht (<i>Dendrocopos major</i>)	4/4	6/6
Dreizehenspecht (<i>Picoides tridactylus</i>)	1/1	2/2
Eichelhäher (<i>Garrulus glandarius</i>)	9/6	–/–
Fichtenkreuzschnabel (<i>Loxia curvirostra</i>)	–/–	5/1
Fitis (<i>Phylloscopus trochilus</i>)	1/1	–/–
Gartenrotschwanz (<i>Phoenicurus phoenicurus</i>)	–/–	1/1
Gimpel (<i>Pyrrhula pyrrhula</i>)	7/7	5/3
Grauschnäpper (<i>Muscicapa striata</i>)	–/–	1/1
Grünspecht (<i>Picus viridis</i>)	1/1	–/–
Habicht (<i>Accipiter gentilis</i>)	–/–	1/1
Haselhuhn (<i>Tetrastes bonasia</i>)	–/–	3/3
Kernbeisser (<i>Coccothraustes coccothraustes</i>)	–/–	2/2
Kleiber (<i>Sitta europaea</i>)	1/1	–/–
Kohlmeise (<i>Parus major</i>)	4/4	–/–
Kolkrabe (<i>Corvus corax</i>)	1/1	–/–
Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)	1/1	1/1
Rabenkrähe (<i>Corvus corone corone</i>)	2/2	3/3
Ringdrossel (<i>Turdus torquatus</i>)	–/–	1/1
Schwarzspecht (<i>Dryocopus martius</i>)	5/5	–/–
Sommergoldhähnchen (<i>Regulus ignicapillus</i>)	1/1	5/4
Stieglitz (<i>Carduelis carduelis</i>)	–/–	4/2
Strassentaube (<i>Columba livia domestica</i>)	–/–	1/1
Tannenhäher (<i>Nucifraga caryocatactes</i>)	2/2	5/5

Tab 2 Die 25 als «selten» eingestufteten Arten bei den Erhebungspunkten in den Jahren 2002 und 2013: Anzahl der auf den drei Durchgängen angetroffenen Individuen (erste Zahl) und Anzahl Punkte mit Beobachtung (zweite Zahl).

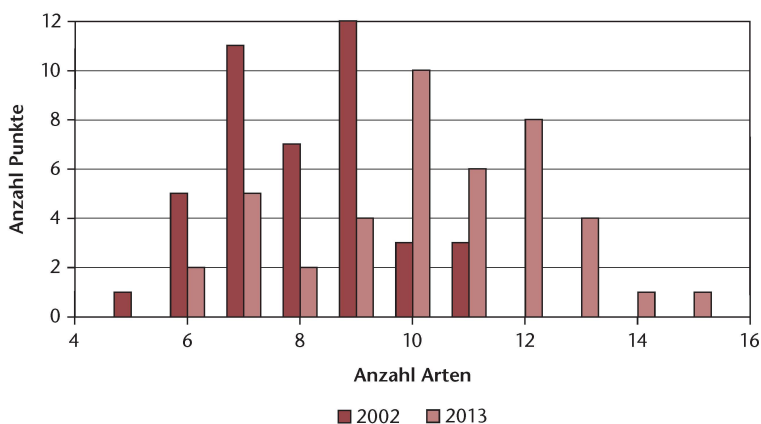


Abb 4 Anzahl Arten pro Erhebungspunkt in den Jahren 2002 und 2013. Die Artenzahl wurde über alle drei Begehungen pro Erhebungspunkt ermittelt und ist nicht auf die Entdeckungswahrscheinlichkeit korrigiert.

Zählpunkten (während der Verschiebungen von einem Punkt zum nächsten) fanden wir zehn zusätzliche Arten, nämlich Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) und Waldkauz (*Strix aluco*) in beiden Jahren, Steinadler (*Aquila chrysaetos*), Sperber (*Accipiter nisus*), Wanderfalke (*Falco peregrinus*) und Erlenzeisig (*Carduelis spinus*) nur im Jahr 2002 sowie Rotmilan (*Milvus milvus*), Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*) und Trauerschnäpper

(*Ficedula hypoleuca*) nur im Jahr 2013. Trotz Einsatz von Klangattrappen der Kleineulen konnte 2003 nur ein Waldkauz im Gebiet registriert werden. 2013 hörten wir zudem einen singenden Sperlingskauz.

Bestandsveränderung von 2002 bis 2013

Die mittlere Artenzahl pro Zählpunkt über alle drei Rundgänge lag bei 8.1 ± 1.5 SD (5–11) im Jahr 2002 und bei 10.3 ± 2.2 SD (6–15) im Jahr 2013 (Rohdaten ohne Korrektur auf Entdeckungswahrscheinlichkeit; Abbildung 4). Im Jahr 2002 wurden insgesamt 633 Vogelindividuen aus 29 Arten erfasst, 2013 waren es 1016 Individuen aus 34 Arten. Die Modelle zur Schätzung von Verbreitung und Abundanz bei den 16 häufigen und mittelhäufigen Arten zeigen, dass die Entdeckungswahrscheinlichkeit von Art zu Art sehr verschieden war und sich sowohl zwischen den Rundgängen als auch zwischen den Aufnahmejahren stark unterschied (Tabelle 3). Beim Buchfinken (*Fringilla coelebs*) lag die Entdeckungswahrscheinlichkeit pro Rundgang zwischen 30 und 57 Prozent, beim Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*) zwischen 6 und 60 Prozent. Beim ersten Rundgang im Jahr 2002 war die Entdeckungswahrscheinlichkeit für viele Arten sehr tief (z.B. Singdrossel, *Turdus philomelos*), während beim Wintergoldhähnchen (*Regulus regulus*) ein Spitzenwert erreicht wurde.

Für 15 der 16 häufigen und mittelhäufigen Arten war es möglich, unter Berücksichtigung der Entdeckungswahrscheinlichkeit eine Bestandsveränderung zwischen den Aufnahmen von 2002 und 2013 zu schätzen. Einzig bei der Singdrossel war dies nicht möglich, da die Entdeckungswahrscheinlichkeit im Jahr 2002 zu tief lag.

Für 4 der 15 modellierten Arten zeigten die Modelle keine Bestandsveränderung. Vier Arten nahmen ab, wobei der Rückgang bei Alpenmeise (*Poecile montanus*), Amsel (*Turdus merula*) und Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*) signifikant ausfiel, beim Wintergoldhähnchen jedoch nur als Tendenz erkennbar war. Eine Zunahme zeigte sich bei sieben Arten, wobei sie bei Heckenbraunelle (*Prunella modularis*), Ringeltaube (*Columba palumbus*), Waldbaumläufer (*Certhia familiaris*) und Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*) signifikant ausfiel. Bei Haubenmeise (*Lophophanes cristatus*), Misteldrossel (*Turdus viscivorus*) und Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*) war eine Tendenz zur Zunahme erkennbar (Tabelle 1).

Diskussion

Artenzusammensetzung

Von den insgesamt 51 festgestellten Vogelarten haben Steinadler, Rotmilan und Strassentaube (*Columba livia domestica*) mit grosser Wahrscheinlichkeit nicht innerhalb des Untersuchungsgebiets gebrütet. Die anderen 48 Arten kommen im Gebiet sicher

Tab 3 Entdeckungswahrscheinlichkeit der häufigen und mittelhäufigen Arten pro Rundgang gemäss den Modellen.

Art	2002			2013		
	Rundgang 1	Rundgang 2	Rundgang 3	Rundgang 1	Rundgang 2	Rundgang 3
Häufige (Arten)						
Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)	0.31	0.47	0.30	0.49	0.45	0.57
Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	0.06	0.13	0.20	0.32	0.60	0.54
Singdrossel (<i>Turdus philomelos</i>)	0.02	0.16	0.08	0.38	0.36	0.51
Tannenmeise (<i>Periparus ater</i>)	0.11	0.16	0.10	0.25	0.20	0.17
Zaunkönig (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	0.36	0.44	0.57	0.66	0.47	0.49
Mittelhäufige (Arten)						
Alpenmeise (<i>Poecile montanus</i>)	0.26	0.26	0.06	0.14	0.34	0.34
Amsel (<i>Turdus merula</i>)	0.18	0.58	0.04	0.35	0.35	0.22
Haubenmeise (<i>Lophophanes cristatus</i>)	0.13	0.14	0.30	0.29	0.26	0.32
Heckenbraunelle (<i>Prunella modularis</i>)	0.11	0.58	0.31	0.61	0.50	0.58
Kuckuck (<i>Cuculus canorus</i>)	0.17	0.54	0.22	0.13	0.13	0.65
Misteldrossel (<i>Turdus viscivorus</i>)	0.10	0.28	0.20	0.48	0.33	0.20
Mönchsgrasmücke (<i>Sylvia atricapilla</i>)	0.32	0.45	0.49	0.33	0.39	0.76
Ringeltaube (<i>Columba palumbus</i>)	0.35	0.13	0.35	0.20	0.09	0.27
Waldbaumläufer (<i>Certhia familiaris</i>)	0.07	0.41	0.40	0.26	0.33	0.44
Wintergoldhähnchen (<i>Regulus regulus</i>)	0.52	0.53	0.42	0.20	0.20	0.38
Zilpzalp (<i>Phylloscopus collybita</i>)	0.41	0.23	0.60	0.44	0.35	0.41

oder mit hoher Wahrscheinlichkeit als Brutvogelarten vor. Der direkte Vergleich von Artenzahlen zwischen verschiedenen Studien ist stets problematisch, weil es immer Unterschiede sowohl in der Methode als auch in der Zusammensetzung und im Aufbau der untersuchten Wälder gibt. Trotzdem: 48 Arten sind für einen montan-subalpinen Bergwald bemerkenswert. Von den als typisch für die montanen und subalpinen Fichtenwälder geltenden Arten (Mosi-mann et al 1987) fehlen im Gebiet nur die Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*) und der Zitronenzeisig (*Serinus citrinella*). Erwartet hätten wir auch noch den Raufusskauz (*Aegolius funereus*), den wir aber trotz der gezielten Suche in den Jahren 2003 und 2013 nicht nachweisen konnten. Der grosse Reichtum an Arten ist sehr wahrscheinlich auf den äusserst heterogenen Aufbau der Wälder zurückzuführen.

Zum Vergleich: In einem etwa 50 ha grossen, einschichtigen Fichtenwald auf 1600 bis 1850 m ü. M. auf Eggbergen bei Altdorf im Kanton Uri fand Meier (1954) 21 bis 23 Arten. Auf einer 54.6 ha grossen Mischwaldfläche in Schwarzenberg im Kanton Luzern, zwischen 660 und 840 m ü. M., wies Bernet (1997) 30 Arten nach. Schaffner (1990) zählte in einem 70 ha grossen Waldreservat im Jura mit Tannen-Buchenwald auf 900 bis 1350 m ü. M. 28 Arten, ohne aber Eulen, Greifvögel und Waldschnepfe erfasst zu haben. Bestandsaufnahmen in kleinen Waldflächen (8 bis 20 ha) der Gemeinde Lenk im Kanton Bern auf 1000 bis 1900 m ü. M. ergaben Artenzahlen zwischen 15 und 38 (Luder 1981). Das artenreichste Gebiet lag dabei nicht nur am tiefsten, sondern war zudem mit Mischwald bestockt. In all diesen Untersuchungen lag die Anzahl Arten deutlich unter derjenigen unseres Untersuchungsgebiets. Nur Moning

& Müller (2008) fanden in einer vergleichbaren Höhenstufe im Bayrischen Wald (1150 bis 1420 m ü. M.) mit 50 eine ähnlich hohe Anzahl Arten. Möglicherweise lag das daran, dass es auch in jenem Untersuchungsgebiet viele Lücken im Wald und eine grosse strukturelle Heterogenität gab, nachdem grössere Fichtenbestände wegen Borkenkäferbefall abgestorben waren.

Wälder wie derjenige in unserem Untersuchungsgebiet sind für die Waldbiodiversität sehr bedeutsam. Es ist als ausserordentlich positiv zu werten, dass der Kanton Obwalden gemeinsam mit der Eigentümerin ein Waldreservat einrichtete und das Gebiet zudem mit einer Wildruhezone vor Störung schützt.

Entdeckungswahrscheinlichkeiten

Wir fanden erhebliche Unterschiede in der Entdeckungswahrscheinlichkeit, sowohl zwischen den Rundgängen im selben Jahr als auch zwischen den Jahren (Tabelle 3), wobei die Situation von Art zu Art sehr unterschiedlich war. Die Unterschiede zwischen den Rundgängen im selben Jahr kamen wohl vor allem dadurch zustande, dass die Wetterbedingungen zum Zeitpunkt der Aufnahmen sowie saisonal unterschiedliche Gesangsaktivität die Entdeckungswahrscheinlichkeit beeinflussten, wogegen Beobachtereffekte vernachlässigbar klein gewesen sein dürften. Unterschiede zwischen den beiden Aufnahmejahren sind ebenfalls mit unterschiedlichen Wetterbedingungen, aber ebenso mit der unterschiedlichen Wahrnehmung der beiden Beobachter und auch mit unterschiedlichen Abundanzen bei den Vögeln erklärbar.

Die unter Berücksichtigung der Entdeckungswahrscheinlichkeit geschätzte Verbreitung unterschied sich bei mehreren Arten sehr stark von der-

jenigen Verbreitung, die nur aufgrund der Rohdaten bestimmt wird (Tabelle 1). Gemäss den Rohdaten waren im Jahr 2013 Rotkehlchen, Singdrossel und Buchfink die deutlich häufigsten Arten, gefolgt vom Zaunkönig und von der Tannenmeise (*Periparus ater*). Die Schätzung mit den Modellen zeigte aber, dass die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Tannenmeise quasi gleich hoch war wie diejenige von Buchfink, Rotkehlchen und Singdrossel.

Veränderungen zwischen 2002 und 2013

Bei 11 der 16 mittelhäufigen und häufigen Arten haben sich die geschätzten Verbreitungen beziehungsweise Abundanzen zwischen 2002 und 2013 teilweise stark verändert.

Unter den Arten mit Zunahme beziehungsweise Zunahmetendenz sind Heckenbraunelle und Mönchsgrasmücke, die beide bevorzugt lockere, gebüschreiche Wälder besiedeln. Dies entspricht der Erwartung, dass die Abundanz solcher Arten als Folge der deutlichen Zunahme der 20 bis 300 cm hohen Pionierbaumarten ansteigt.

Doch unter den Arten mit Zunahme oder Zunahmetendenz hatte es auch welche, die eher in älteren Beständen mit grösseren Bäumen vorkommen (Waldbaumläufer, Haubenmeise). Diese Entwicklung lässt sich eventuell mit dem Angebot an Nistgelegenheiten erklären, das von 2002 bis 2013 vermutlich anstieg. Der Waldbaumläufer brütet in Spalten, häufig zwischen Stamm und abgespaltener Borke, oder an Bruchstellen von Stämmen und Ästen (Maumary et al 2007). Die Haubenmeise ist eine Höhlenbrüterin. Sie nistet entweder in alten Spechtlöchern oder hackt sich die Bruthöhle selbst, sofern sie geeignete, morsche Stellen im Holz findet. Von 2001 bis 2005 starb im Projektperimeter mehr als ein Drittel aller Bäume ab (Reich et al 2010). Diese massive Zunahme an Totholz sowie der anschliessende stetige Verfall der toten Bäume haben mit grosser Wahrscheinlichkeit das Angebot an Nistgelegenheiten für Waldbaumläufer und Haubenmeise ansteigen lassen. Offenbleiben muss die Frage, warum es bei der Alpenmeise einen klar negativen Trend gab. Schliesslich ist auch diese Art eine Höhlenbrüterin und baut die Bruthöhle in morschem Holz oft selbst.

Umgekehrt ist dieses Baumsterben, das bis 2005 anhielt, möglicherweise eine Erklärung für die Rückgangstendenz beim Wintergoldhähnchen, denn diese Art baut ihre frei hängenden Nester fast ausschliesslich in Fichten (Maumary et al 2007).

Bei Amsel, Misteldrossel, Ringeltaube, Zaunkönig und Zilpzalp sehen wir zwischen den festgestellten Veränderungen bei der Verbreitung beziehungsweise Abundanz und der sukzessionsbedingten Waldentwicklung gemäss Reich et al (2010) keinen Zusammenhang.

In unseren Daten fällt auf, dass die offenen, vom Sturm verursachten Flächen kaum von Arten

besiedelt waren, die eher in offenen oder halboffenen Lebensräumen vorkommen, dies ganz im Gegensatz zu anderen Untersuchungen. Christen (1989) fand auf den Sturmflächen am Jurasüdfuss immerhin die Goldammer (*Emberiza citrinella*) als zweithäufigste Art, und selbst der Neuntöter (*Lanius colurio*) kam auf jenen Flächen während einiger Jahre vor. Auch bei Haguenau im nördlichen Elsass hinterliess der Orkan Lothar grosse Windwurfflächen, auf denen die Zahl der Sänger des Ziegenmelkers (*Caprimulgus europaeus*) von 7 in den Jahren 1992/93 auf 28 im Jahr 2002 stieg (Koenig & Hof 2002). Für die erwähnten drei Arten liegt unser Untersuchungsgebiet auf zu grosser Höhe. Stattdessen könnte man die Klappergrasmücke (*Sylvia curruca*) oder den Baumpieper auf solchen halboffenen Flächen erwarten. Doch wir fanden nur den Baumpieper (*Anthus trivialis*) und auch diesen nicht auf Sturmwurfflächen, sondern in peripherer Lage des Untersuchungsgebiets, wo der Wald in Dauerweide übergeht. Auf den beiden grossen Sturmwurfflächen bedeckte vermutlich zu viel nicht geräumtes, geworfenes Holz den Boden.

Hinsichtlich der Veränderungen von Verbreitung und Abundanzen bei einzelnen Vogelarten bleibt anzumerken, dass es sich bei unseren Daten nur um zwei Momentaufnahmen handelt. Für detailliertere Untersuchungen von Populationstrends müssten mehrere Kartierungen in wesentlich kürzeren zeitlichen Abständen, z.B. alle zwei Jahre, durchgeführt werden.

Schlussfolgerung

Unsere Untersuchung zeigt, dass reich strukturierte montan-subalpine Nadelwälder eine ausserordentlich reichhaltige Brutvogelfauna beherbergen können. Und deutlich kam in unseren Daten zum Ausdruck, dass sowohl Verbreitung als auch Abundanz mit Rohdaten nur sehr beschränkt bestimmbar sind und dass man für die Schätzung von realitätsnahen Werten immer auch die artspezifische Entdeckungswahrscheinlichkeit berücksichtigen muss. Das jedoch ist nur mit ausreichend grossen Stichproben möglich. ■

Eingereicht: 4. Oktober 2016, akzeptiert (mit Review): 10. Januar 2017

Dank

Wir danken Alfons Kathriner für die Erlaubnis zur Benutzung der Hütte als Unterkunft für die Feldarbeit, dem Amt für Wald und Landschaft des Kantons Obwalden für die Sonderbewilligung zum Betreten der Wildruhezone während der Feldaufnahmen sowie Fränzi Korner und Marc Kéry für die Hilfe bei den statistischen Auswertungen.

Literatur

- BERNET D (1997) Brutvogelkartierung eines voralpinen Wirtschaftswaldes. Ökologische Studie als Beitrag zum Entscheid über die künftige Bewirtschaftung standörtlich schwieriger Bestände. *Ornithol Beob* 94: 233–256.
- BIBBY CJ, BURGESS ND, HILL DA, MUSTOE S (1992) Bird census techniques. London: Academic Press. 257 p.
- CHRISTEN W (1989) Veränderung des Brutvogelbestandes einer Jungwaldfläche zwischen 1982 und 1989. *Ornithol Beob* 86: 329–336.
- CHRISTEN W (1997) Veränderung des Brutvogelbestandes einer Jungwaldfläche zwischen 1982 und 1996. *Ornithol Beob* 94: 31–37.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM UN (2001) Zur Entwicklung der Avifauna auf ehemaligen Sturmwurfflächen im Tannen-Buchenwaldareal am Schwyzer Nordalpenrand (1990–2000). *Ornithol Beob* 98: 81–112.
- HANSBAUER MM, MUNCK A, STORCH I (2003) Die Punkt-Stopp-Zählung zur Erfassung der Avifauna in Flussökosystemen: ein Methodentest. *Ornithol Anz* 42: 97–110.
- HARDEGGER R (2013) Vögel im Waldreservat Rorwald (OW) – Vergleich der Häufigkeiten unmittelbar nach dem Sturmereignis Lothar 2002 und elf Jahre danach. Bachelor Thesis. Zollikofen: Hochschule Agrar- Forst- Lebensmittelwissenschaften. 49 p.
- HOHLFELD F (2006) Ornithologische Untersuchungen in einem Bann- und Wirtschaftswald vor und nach Sturm. *Vogelwelt* 127: 51–64.
- KÉRY M, SCHAUB M (2012) Bayesian population analysis using WinBUGS: A hierarchical perspective. New York: Academic Press. 535 p.
- KOENIG P, HOF C (2002) Evolution de la population d'Engoulevent d'Europe (*Caprimulgus eopeaeus*) en forêt de Haguenau après l'ouragan Lothar. *Ciconia* 26: 107–111.
- LUDER R (1981) Qualitative und quantitative Untersuchungen der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet. Methodik und Anwendung am Beispiel der Gemeinde Lenk (Berner Oberland). *Ornithol Beob* 78: 137–192.
- MACKENZIE DI, NICHOLS JD, LACHMAN GB, DROEGE S, ROYLE JA ET AL (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248–2255.
- MAUMARY L, VALLOTTON L, KNAUS P (2007) Die Vögel der Schweiz. Sempach & Montmolin: Schweizerische Vogelwarte und Nos Oiseaux. 848 p.
- MEIER H (1954) Über den Vogelbestand eines subalpinen Fichtenwaldes. *Ornithol Beob* 51: 133–134.
- MONING C, MÜLLER J (2008) Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *For Ecol Manage* 256: 1198–1208.
- MOSIMANN P, NAEF-DAENZER B, BLATTNER M (1987) Die Zusammensetzung der Avifauna in typischen Waldgesellschaften der Schweiz. *Ornithol Beob* 84: 275–299.
- MULLER Y (2010) Dix années après l'ouragan Lothar, comment se porte l'avifaune forestière dans les zones dévastées des Vosges du Nord? *Alauda* 78: 269–278.
- REICH T, WOHLGEMUTH T (2009) Die Fichten trotzen dem Käfer. *Wald Holz* 90 (5): 39–41.
- REICH T, LÄSSIG R, WOHLGEMUTH T (2010) Waldentwicklung nach Windwurf im Waldreservat Rorwald, Kanton Obwalden. Projektbericht 2001 bis 2009. Birmensdorf: Eidg Forsch.anstalt WSL. 42 p.
- ROYLE JA (2004) N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60: 108–115.
- SCHAFFNER U (1990) Die Avifauna des Naturwaldreservates Combe-Grède (Berner Jura). *Ornithol Beob* 87: 107–129.
- SCHERZINGER W (2006) Reaktionen der Vogelwelt auf den grossflächigen Bestandszusammenbruch des montanen Nadelwaldes im Bayerischen Wald. *Vogelwelt* 127: 209–263.
- SPIEGELHALTER DAT, BEST N (2003) WinBUGS User Manual, Version 1.2. Cambridge: MCR Biostatistics Unit.

La faune aviaire nicheuse d'une forêt résineuse des Préalpes septentrionales après l'ouragan Lothar

Dans une forêt résineuse de 70 ha dans les Préalpes centrales du canton d'Obwald entre 1260 m à 1550 m d'altitude, nous avons recensé en 2002 et en 2013 la faune aviaire nicheuse locale avec des relevés d'avifaune par stations d'écoute et la recherche d'espèces rares. En décembre 1999, l'ouragan Lothar avait occasionné deux grandes surfaces de châblis ainsi que des nombreux petits dégâts épars. Nous avons pu constater, avec 48 espèces nicheuses trouvées, une composition extrêmement diverse pour une forêt de montagne. Pendant les onze ans entre les deux comptages, la distribution, respectivement l'abondance de quatre espèce a regressé, tandis qu'elle a progressé pour sept espèces et qu'elle est restée inchangée pour quatre espèces. Pour toutes les autres espèces, il n'a pas été possible d'estimer l'évolution en raison des données insuffisantes. Une comparaison avec les données sur les structures forestières de l'Institut fédéral de recherche sur la forêt, la neige et le paysage démontre que le changement en distribution ou abondance de cinq espèces peut être expliqué, au moins partiellement, par le développement, ou succession, de la forêt. Si l'on souhaite générer des données de distribution et d'abondance réalistes par ce genre de relevés de la faune aviaire nicheuse, il est impératif d'avoir des échantillons suffisamment grands et de considérer, avec des méthodes statistiques appropriées, la probabilité de découverte de chacune des espèces.

Breeding bird fauna in a coniferous forest in the northern Prealps after storm Lothar

In a 70-hectare large coniferous forest located on the northern edge of the Alps in central Switzerland, Canton of Obwalden, at an altitude of 1260 to 1550 metres above sea level, we surveyed the local breeding bird fauna in 2002 and 2013 by means of point counts as well as additional area searches for rare species. In December 1999, hurricane Lothar caused two large windthrow areas and several smaller areas with scattered throws in the survey range. We found a total of 48 breeding bird species, which is a very diverse species composition for a mountain forest. In the eleven years between surveys, a decline in distribution or abundance was recorded for four species, while seven species showed an increase; a further four species showed no change. For the remaining species, the data sets were too small to reliably estimate changes. A comparison with forest structure data provided by the Swiss Federal Institute of Forest, Snow and Landscape Research WSL revealed that for five bird species, the changes in distribution or abundance could be explained at least partially by forest succession. In order to obtain realistic distribution and abundance values in this kind of breeding bird survey, it is essential to collect large enough samples and to consider the detection probability of each individual species using appropriate statistical methods.