

Ist der Biotop-Verbund eine Lösung des Problems kritischer Flächengrößen?

Josef H. Reichholf

1. Was bedeutet Biotop-Verbund?

Naturnahe Biotope geraten in der modernen Intensivnutzungslandschaft zunehmend in eine mehr oder weniger stark isolierte Lage. Die Isolationseffekte, die von der quasi-industriellen Landnutzung ausgehen, werden von Straßen verstärkt, die so von Kraftfahrzeugen frequentiert sind, daß die meisten Versuche von Tieren, diese Straßen zu überqueren, mit dem Tode enden. Die Folgen dieser Entwicklung, die in den vergangenen Jahrzehnten der mitteleuropäischen Landschaft ein in gewissem Sinne völlig neues Gepräge gegeben haben, lassen sich überall nachweisen, wo immer darüber nachgeforscht wird. Sie können auch als eine wesentliche Komponente der Gefährdung von Arten gelten, wenngleich es nicht immer einfach ist, die Wirkungen, die sich mehr indirekt aus der Lage im Raum und aus der Beziehung zu anderen naturnahen Gebieten ableiten, mit hinreichender Klarheit zutage zu fördern.

Dennoch erscheint die Annahme, ja die Befürchtung berechtigt, daß sich die »Landschaftsökologie« unter dem Zwang der Realitäten immer mehr zu einer »Inselökologie« hinentwickelt. Die Resultate der vorliegenden Untersuchungen (vgl. die Beiträge in den ANL-Laufender Seminarbeiträgen 7/84, insbesondere die Übersicht von MADER 1984) zeigen ganz klar, daß diese Entwicklungstendenz existiert.

Es erscheint daher nur folgerichtig, die verinselten Lebensräume in geeigneter Weise wieder so miteinander zu verbinden, daß die schlimmsten Folgen der Verinselung vermieden, zumindest aber gemildert werden. Das ist der Kerngedanke des Biotop-Verbundes.

2. Was soll der Biotop-Verbund leisten?

Die verschiedenen Biotope bilden naturgemäß ein mehr oder weniger grobes oder feines Mosaik in der Landschaft, das aus Unterschieden in der Bodenbeschaffenheit, der Geländestruktur und den Variationen kleinörtlicher Klimabedingungen Vielfalt schöpft, die bei extensiver Nutzung durch den Menschen häufig sogar noch gefördert wird. Großflächig einheitliche Biotoptypen sind selten, es sei denn die abiotischen ökologischen Bedingungen weisen über große Flächen hin keine nennenswerten Unterschiede auf. Das kleinflächige Mosaik erhält durch die Sukzessionen dominanter Pflanzenarten oder ganzer Pflanzengesellschaften eine zeitliche Variabilität, die sich der räumlichen überlagert. Im Zusammenwirken beider entsteht die tatsächliche Habitatsvielfalt, deren Ausdruck die Artenmannigfaltigkeit (Arten-Diversität) ist.

Diese natürliche Diversität sinkt, wenn entweder durch steuernde Eingriffe des Menschen die natürliche Vielfalt der Lebensbedingungen vereinheitlicht wird (Entwicklung zu großflächigen Monokulturen), oder wenn das Mosaik zu »grobkörnig« wird, d. h. wenn eine zu starke Entmischung stattfindet. Die Folgen beider Entwicklungen, die in der modernen Kulturlandschaft zumeist simultan ablaufen, sind starke Artenverluste und drastische Rückgänge in der Häufigkeit von Arten, die bis in die jüngste Zeit noch durchaus häufig waren (vgl. WILDERMUTH 1980 und die Lehrbücher der Ökologie).

Die Idee des Biotop-Verbundes sieht eine ganz wesentliche Möglichkeit, dieser Entwicklung entgegenzusteuern, in der Schaffung eines Netzwerkes von (naturnahen) Biotopen, die durch Streifen, Säume oder andere weniger belastete und/oder nicht bewirtschaftete Landschaftsbestandteile miteinander so verbunden werden, daß sich das Mosaik gleichsam zum Netzwerk umstrukturiert. Hecken und Feldraine sind solche Vernetzungsmöglichkeiten und der Wert von Heckenlandschaften ist seit langem bekannt und im Naturschutz unumstritten (z. B. STECHMANN 1984). Über solche Vernetzungselemente sollen die noch vorhandenen Biotop-Inseln so miteinander verbunden werden, daß ein Individuenaustausch möglich bleibt.

Dieser Austausch soll die Auswirkungen der unvermeidbaren örtlichen Bestandsfluktuationen, die bei selteneren Arten oft auch zum örtlichen Aussterben führen, wieder ausgleichen, und zwar in einer Weise, daß sich die einzelnen Aussterbevorgänge durch die Wiederansiedlungen zu einem Artenumsatz (Turnover) ergänzen, der insgesamt das Artengleichgewicht erhält. Dieser Turnover ist in der modernen Kulturlandschaft ziemlich hoch; im Mittel langjähriger Untersuchungen bei Tagfaltern beispielsweise bei 36% (REICHHOLF 1986). Das bedeutet, daß durchschnittlich mehr als ein Drittel, in manchen Jahren über die Hälfte des Artenspektrums »ausgetauscht« wird.

Unterbleibt die Möglichkeit zur Wiederansiedlung oder wird sie stark eingeschränkt, dann fällt unvermeidbarer Weise die Artenzahl mit jedem lokalen Aussterbe-Ereignis.

Zentrales Anliegen der Biotop-Vernetzung ist daher die Erhaltung des Arten-Turnovers. Doch da diese Vernetzung nur mit bestimmten, mehr oder weniger linearen Strukturelementen der Landschaft durchzuführen ist, stößt sie schnell an ihre Grenzen, wenn es sich um Arten oder Artengruppen handelt, die in Biotopen leben, die sich nicht »vernetzen« lassen. So können beispielsweise nicht einfach »Hochmoorstreifen« die Hochmoore miteinander oder »Gebirgstreifen« Biotope des Berglandes verknüpfen. Der Biotop-Verbund geht daher über das Konzept der einfachen Vernetzung hinaus. Sein zentrales Anliegen ist es, die ursprüngliche Mosaikstruktur der Lebensräume wieder zu fördern, um auf diese Weise die Einschränkungen zu überwinden, die mit der Vernetzung gegeben sind.

Das Konzept des Biotop-Verbundes ist daher noch attraktiver als »Naturschutzstrategie«, weil dieser Weg insgesamt mehr Natur in der Kulturlandschaft bedeuten würde.

Die Frage lautet daher: Ist der Biotop-Verbund die Lösung der Problematik des Naturschutzes in der Kulturlandschaft? Mit dieser Frage verknüpft sich automatisch das Problem der kritischen Flächengrößen, also die Kernfrage des Flächenschutzes: Wie klein dürfen (naturnahe/schutzwürdige) Flächen werden, ohne ihre Funktion als Artenreservoir in Frage zu stellen?

Nun sind bekanntlich die meisten Naturschutzgebiete recht kleine Flächen, die trotz einiger großflächiger Schutzgebiete im Alpenraum zusammen nicht einmal 1% der Landfläche der Bundesrepublik Deutschland ausmachen. Es erscheint da-

her fraglich, ob diese Kleinflächen die ihnen zugeordnete Funktion überhaupt erfüllen könnten, wenn sie sich nicht in einem Umfeld befinden würden, das vielen Arten über die Schutzgebietsgrenzen hinaus noch Lebensmöglichkeiten bieten würde (REICHHOLF 1987).

Wo die kritischen Grenzgrößen liegen, läßt sich derzeit zumindest für eine der agilsten Tiergruppen, für die Vögel, ganz gut abschätzen (REICHHOLF 1980 und 1984), aber auch für die sehr wenig beweglichen Landschnecken (REICHHOLF im Druck). Für die Wasservögel deuten sich zudem kritische Distanzen für die Entfernungen der Schutzgebiete an, die im Größenbereich um 100 km liegen (REICHHOLF 1984).

Ist also, so läßt sich die Frage einen Schritt weiterbringen, der Biotop-Verbund die Lösung des Problems kritischer Flächengrößen?

Zu dieser für die Naturschutzpraxis gewiß nicht unwichtigen Frage gibt es allerdings kaum irgendwelche verwertbaren Befunde. Die wenigen Daten, die nachfolgend zusammengestellt und diskutiert werden, reichen sicher bei weitem noch nicht aus, um auf diese Frage eine befriedigende Antwort zu geben und um daraus eine Strategie ableiten zu können für das weitere Vorgehen. Aber sie können vielleicht einige Probleme deutlicher machen, die sich bei diesem Ansatz stellen (werden).

3. Kurzer Exkurs: Die Arten-Areal-Beziehung

Die Artenzahl eines Gebietes hängt nicht nur von der Art des Lebensraumes oder der Vielfalt an Lebensräumen ab, die es dort gibt, sondern auch von der Flächengröße. Diese Erfahrung wurde von MACARTHUR & WILSON (1967) zur Theorie der Insel-Biogeographie ausgearbeitet. Zentrales Ergebnis ist die Feststellung, daß auch an Land die Flächenabhängigkeit des Artenreichtums gilt und daß sie sich auf relativ einfache Weise durch die Arten-Areal-Beziehung in einer mathematischen Formel ausdrücken läßt.

Sie besagt, daß die Artenzahl (S) eine Funktion der Flächengröße (A) ist. Sie wird von einem Faktor (C), der die betreffende Artengruppe charakterisiert, und einem Exponenten (z), der das Ausmaß der »Insularität« oder »Flächigkeit« ausdrückt, bestimmt.

$$S = C A^z$$

Die Werte für z sind niedriger (etwa 0,12 bis 0,14) bei flächiger Ausbreitung des Lebensraumes (»kontinentale Situation«) als bei inselhafter Lage (auch im kontinentalen Raum als »Habitatinseln«), für die Werte von z um 0,30 typisch sind. Halb-isolierte Gebiete liegen dazwischen. z stellt also eine raumspezifische Größe dar, während C die gruppenspezifischen Verhältnisse ausdrückt. Es nimmt für die Brutvögel Mitteleuropas den Wert von $C \approx 42$ ein (REICHHOLF 1980, BANSE & BEZZEL 1984). Das bedeutet, daß auf einem »Durchschnittsquadatkilometer« mitteleuropäischer Landschaft rund 42 Brutvogelarten zu erwarten sind.

Bestimmt man auf der Basis dieser Befunde die Arten-Areal-Kurve für die mitteleuropäischen Brutvögel, so zeigt sich, daß bei einer Fläche von 0,8 bis 1,0 km² die tatsächlich ermittelten Artenzahlen mit abnehmender Flächengröße viel stärker absinken, als dies nach der Arten-Areal-Beziehung der Fall sein sollte. Diese Flächengröße ist die »kritische Größe«. Wird sie unterschritten, setzt ein überproportional starker Artenschwund ein (REICHHOLF 1984), so daß BANSE &

BEZZEL (1984) neue Mittelwerte für diesen Bereich als Bezugswert kalkulierten. Sie liegen erheblich niedriger als die Erwartungswerte.

Kritische Flächengrößen sind also eine Realität, die auch für andere Gruppen von Organismen bestimmt werden müßten. Bei Landschnecken liegen sie im Bereich von etwa 1000 m² (REICHHOLF im Druck). Da sie sich sogar bei Wasservögeln auswirken (REICHHOLF 1984), ist anzunehmen, daß sie bei anderen, weniger gut flugfähigen bzw. zu weiten Ortsveränderungen neigenden Vogelgruppen noch stärker hervortreten. BANSE & BEZZEL (1984) haben gezeigt, daß die Singvögel im menschlichen Siedlungsbereich mit einem Exponenten von $z = 0,10$ schon fast »überkontinental« verbreitet sind (»Kulturfolger«), während Wald- und Wasservögel mit $z = 0,20$ bzw. $z = 0,25$ schon starke Tendenzen zu insulärer Verbreitung aufweisen. Bei den Wasservögeln ist das von vornherein verständlich. Für die Waldvögel hatte sich hingegen ein solches Resultat nicht voraussagen lassen. Diese Gruppe sollte daher besonders geeignet sein, das Wechselverhältnis zwischen Flächengröße und -verknüpfung zum Ausdruck zu bringen, weil sie sich in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft gewissermaßen gerade zwischen flächiger und insulärer Verbreitung befindet.

Da nun von den verschiedenen Waldtypen insbesondere der Auwald als sehr selten und hochgradig gefährdet (und somit im besonderen Interesse des Naturschutzes stehend) erachtet werden muß, wird die Ausarbeitung der konkreten Befunde auf diesen Waldtyp bezogen. Das hat zudem den Vorteil, daß neben allgemein verbreiteten und häufigen Vogelarten auch seltene bis sehr seltene Arten in gebührendem Umfang im Artenspektrum mit eingeschlossen sind.

4. Material und Methode

Die Daten zu Vorkommen und Häufigkeit der Auwaldvögel wurden in den Jahren 1981 bis 1986 im Auwald am unteren Inn im Bereich der Gemeinde Bad Füssing, Niederbayern, auf Linientaxierungen mit standardisierter Methodik gesammelt (REICHHOLF & SCHAACK 1986). Die insgesamt 64 Linientaxierungen zwischen Ende April und Ende Juni teilen sich auf zwei unterschiedliche Auwaldgebiete auf: A ist geschlossener Auwald zwischen den Ortschaften Aigen und Eggfling unmittelbar vor dem Vogelschutzgebiet Unterer Inn am Innstausee Eggfling – Obernberg. Auf dieses Gebiet entfallen 29 Linientaxierungen. Die restlichen 35 wurden im stark fragmentierten Auwald (W) zwischen Eggfling und Würding durchgeführt, der sich flußabwärts unmittelbar an das Gebiet A anschließt und nur durch die Werkssiedlung Eggfling davon getrennt ist. Die Streckenlänge der Linientaxierungen betragen 11,2 bzw. 9,6 km. Die Struktur der beiden Gebiete ist Abb. 1 zu entnehmen. Weitere Details zu dieser Untersuchung vgl. REICHHOLF & SCHAACK (1986). Für die Bereitstellung von Untersuchungsergebnissen aus Linientaxierungen ist Herrn K.-H. SCHAACK zu danken.

5. Vögel im fragmentierten Auwald

Die Ergebnisse der Linientaxierungen in beiden Auwaldgebieten wurden für die häufigen Arten bereits publiziert (REICHHOLF & SCHAACK 1986). Für die hier zu behandelnde Fragestellung sind folgende Resultate von Bedeutung.

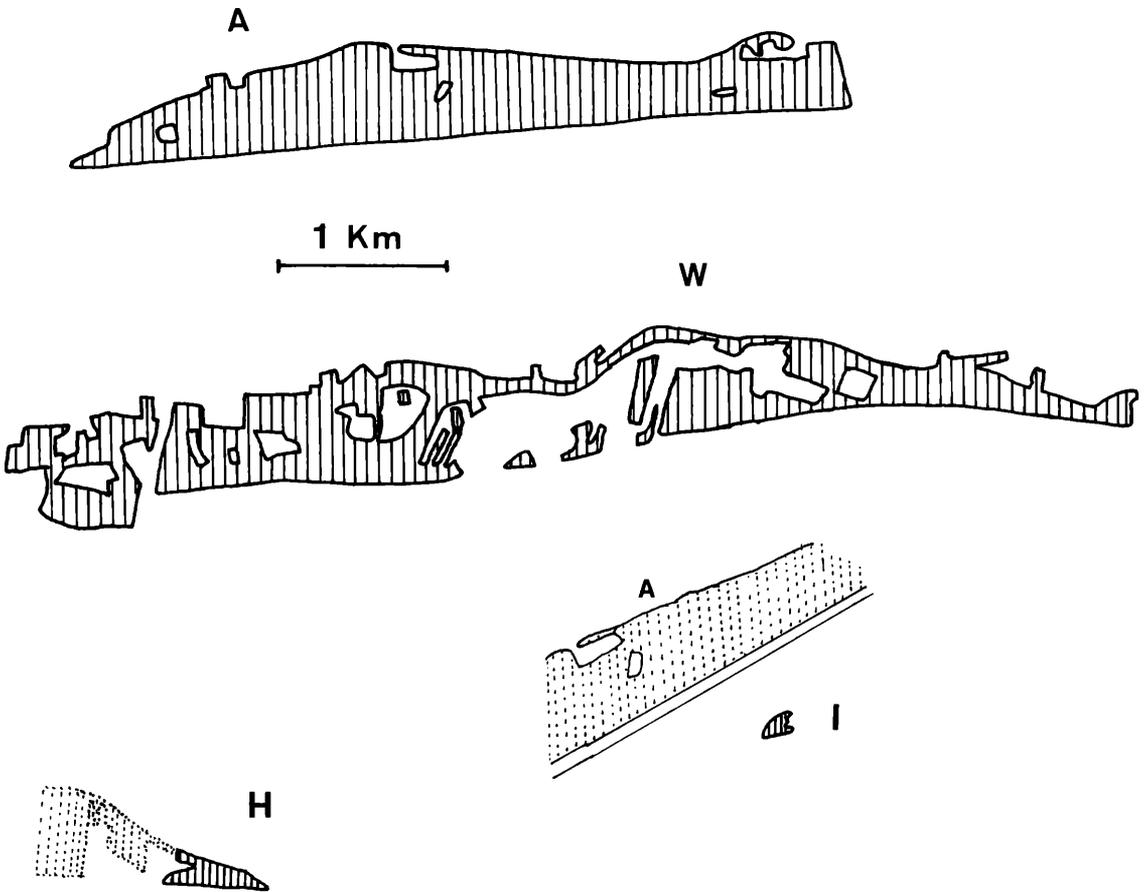


Abbildung 1

Geschlossener Auwald (A) zwischen Eggfing und Aigen am unteren Inn und fragmentierter Auwald (W) zwischen Eggfing und Würding. Auwald-Halbinsel (H) am Ende der Aufhauser Au (punktiert) und Insel mit Auwald (I) im Stausee Eggfing-Obernberg, dem geschlossenen Auwald (A) vorgelagert. Alle Flächen im gleichen Größenmaßstab.

Tab. 1 stellt vergleichend zusammen, in welchem Ausmaß die häufigen Vogelarten während der Untersuchungszeitspanne fluktuierten. Als Maß für die Fluktuation wurde der Variationskoeffizient gewählt ($V = (s \cdot 100) : \bar{x}$), wobei in üblicher Weise s die Standardabweichung und \bar{x} das Mittel bedeuten. Es zeigt sich, daß die Bestandsfluktuationen im fragmentierten Auwald (W) erheblich stärker ausgefallen sind als im geschlossenen (A). Im Durchschnitt liegt er fast 20% höher. Die Fluktuation ist bei allen Arten stärker ausgeprägt, so daß der Unterschied statistisch hochsignifikant ausfällt, obwohl beide Gebiete den gleichen Witterungseinflüssen ausgesetzt waren und stellenweise nur durch eine kleine Straße voneinander getrennt sind.

Tabelle 1

Ausmaß der Fluktuationen der Häufigkeit verschiedener Vogelarten in zwei Auwald-Gebieten am unteren Inn (Variationskoeffizient).

Arten	geschlossener Auwald (A)	fragmentierter Auwald (W)
Pirol	4	11
Mönchsrasmücke	35	37
Gartengrasmücke	32	49
Dorngrasmücke	26	57
Zilpzalp	46	69
Fitis	29	47
Buchfink	50	63
Teichrohrsänger	15	35
Schlagschwirl	50	75
Durchschnitt	32	49

Noch deutlicher zeigt sich dieser Unterschied, wenn nicht nur die häufigen Arten betrachtet werden, sondern das ganze erfaßte Artenspektrum (Tab. 2). Dann ergibt sich zusätzlich zur erhöhten

Tabelle 2

Artenverlust trotz hohem Vernetzungsgrad

Geschlossener Auwald (A)	52 Arten ($\bar{O} 41 \pm 4$ pro Jahr)
Fragmentierter Auwald (W)	46 Arten ($\bar{O} 35,5 \pm 2$ pro Jahr)

Verlust: 14% der Arten des geschlossenen Auwaldes

Fluktuation ein Artenverlust von 14% des Artenspektrums, wobei sich die fehlenden 6 Arten trotz starken Artenturnovers sowohl in der jeweiligen Gesamtartenzahl als auch im jährlichen Durchschnitt widerspiegeln. Tab. 3 und 4 stellen die Befunde für beide Gebiete zusammen.

Der Artenverlust steigt drastisch an, wenn die Fläche klein und teilweise isoliert wird (Halbinsel- oder Peninsula-Effekt), wie Tab. 5 zeigt. Mit nur noch 29 Arten ergibt sich trotz Anbindung an einen größeren Auwaldkomplex ein Artenschwund um 44%. Geht man schließlich zur allseitig von Wasser umgebenen, echten Insel im Stausee Eggfing-Obernberg (bei Flußkilometer 37/5), so verbleiben nur noch 11 Arten, was einen Verlust von 79% bedeutet. Dabei ist diese Insel nur 400 m vom artenreichen Auwald (A) entfernt und alle Vogelarten, um die es hier geht, fliegen sehr gut oder sind Zugvögel.

Tabelle 3

Artenpektrum im fragmentierten Auwald (W)

	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Ringeltaube	X	X	X	X	X	X
Turteltaube	X	X				
Kuckuck	X	X	X	X	X	X
Grünspecht				X		
Grauspecht				X		
Buntspecht	X	X	X	X	X	X
Kleinspecht					X	
Pirol	X	X	X	X	X	X
Rabenkrähe	X	X	X	X	X	X
Elster	X	X	X	X	X	X
Eichelhäher	X	X	X	X	X	X
Kohlmeise	X	X	X	X	X	X
Blaumeise	X	X	X	X	X	X
Weidenmeise			X	X		
Schwanzmeise						
Sumpfmeise						
Kleiber						
Gartenbaumläufer					X	
Zaunkönig	X	X	X	X	X	X
Singdrossel	X	X	X	X	X	X
Wacholderdrossel	X	X	X	X	X	X
Amsel	X	X	X	X	X	X
Gartenrotschwanz		X		X		
Rotkehlchen	X	X	X	X	X	X
Feldschwirl		X	X	X	X	X
Schlagschwirl			X	X	X	X
Rohrschwirl						
Drosselrohrsänger	X		X		X	
Teichrohrsänger	X	X	X	X	X	X
Sumpfrohrsänger	X	X	X	X	X	X
Gelbspötter	X	X	X	X	X	X
Mönchsgrasmücke	X	X	X	X	X	X
Gartengrasmücke	X	X	X	X	X	X
Dorngrasmücke	X	X	X	X	X	X
Klappergrasmücke				X		
Zilpzalp	X	X	X	X	X	X
Fitis	X	X	X	X	X	X
Grauschnäpper				X		
Heckenbraunelle	X	X	X	X	X	X
Baumpieper	X	X				
Bachstelze	X	X	X	X	X	X
Neuntöter						
Star	X	X	X	X	X	X
Kernbeißer						
Grünling		X	X	X	X	X
Stieglitz	X	X			X	X
Buchfink	X	X	X	X	X	X
Goldammer	X	X	X	X	X	X
Rohrhammer	X	X	X	X	X	X
Feldsperling	X	X	X	X	X	X
Nachtigall	X	X			X	
Blaukehlchen		X				
Summe 46 Arten	34	37	34	37	38	33

Tabelle 4

Artenpektrum im geschlossenen Auwald (A)

	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Ringeltaube	X	X	X	X	X	X
Turteltaube						X
Kuckuck	X	X	X	X	X	X
Grünspecht						X
Grauspecht	X		X		X	X
Buntspecht	X	X	X	X	X	X
Kleinspecht		X	X	X		
Pirol	X	X	X	X	X	X
Rabenkrähe	X	X	X	X	X	X
Elster	X	X	X	X	X	X
Eichelhäher	X	X	X	X	X	X
Kohlmeise	X	X	X	X	X	X
Blaumeise	X	X	X	X	X	X
Weidenmeise					X	
Schwanzmeise		X	X		X	X
Sumpfmeise	X					
Kleiber				X	X	X
Gartenbaumläufer		X	X		X	X
Zaunkönig		X		X	X	X
Singdrossel	X	X	X	X	X	X
Wacholderdrossel	X	X	X	X	X	X
Amsel	X	X	X	X	X	X
Gartenrotschwanz	X			X	X	X
Rotkehlchen	X	X	X	X	X	X
Feldschwirl	X	X	X	X	X	X
Schlagschwirl	X	X	X	X	X	X
Rohrschwirl	X	X	X	X	X	X
Drosselrohrsänger	X	X	X	X	X	X
Teichrohrsänger	X	X	X	X	X	X
Sumpfrohrsänger	X	X	X	X	X	X
Gelbspötter	X	X	X	X	X	X
Mönchsgrasmücke	X	X	X	X	X	X
Gartengrasmücke	X	X	X	X	X	X
Dorngrasmücke	X	X	X	X	X	X
Klappergrasmücke			X	X	X	X
Zilpzalp	X	X	X	X	X	X
Fitis	X	X	X	X	X	X
Grauschnäpper						X
Heckenbraunelle	X	X	X	X	X	X
Baumpieper				X		X
Bachstelze	X	X	X	X	X	X
Neuntöter		X				
Star	X	X	X	X	X	X
Kernbeißer					X	X
Grünling	X	X	X	X	X	X
Stieglitz	X	X	X	X	X	X
Buchfink	X	X	X	X	X	X
Goldammer	X	X	X	X	X	X
Rohrhammer	X	X	X	X	X	X
Feldsperling	X	X	X	X	X	X
Blaukehlchen	X			X		
Gimpel					X	
Summe 52 Arten	38	38	38	41	45	46

Tabelle 5

Halbinsel-Effekt im Auwald bei Aufhausen (Artenerfassung 1985:86)

Ringeltaube	Teichrohrsänger
Kuckuck	Sumpfrohrsänger
Buntspecht	Gelbspötter
Pirol	Heckenbraunelle
Elster	Star
Eichelhäher	Mönchsgrasmücke
Kohlmeise	Gartengrasmücke
Blaumeise	Dorngrasmücke
Weidenmeise	Zilpzalp
Zaunkönig	Fitis
Singdrossel	Grünling
Wacholderdrossel	Buchfink
Amsel	Goldammer
Rotkehlchen	Rohrhammer
Feldschwirl	

Summe der Arten: 29 (= -44%)

Tabelle 6

Insel-Effekt; Insel im Stausee Egglfing-Obernberg (Artenerfassung 1985/86)

Zaunkönig	Rohrhammer
Teichrohrsänger	Beutelmeise
Sumpfrohrsänger	Schilfrohrsänger
Mönchsgrasmücke	Heckenbraunelle
Zilpzalp	Amsel
Fitis	

Summe der Arten: 11 (= 79%)

6. Diskussion

Man kann die Ergebnisse von zwei Seiten betrachten: Auf der einen zeigen sie, daß selbst ein hochgradig vernetzter Auwald nicht mehr das gesamte Artenspektrum halten kann und daß die verbleibenden Arten durchwegs stärkeren Bestandsschwankungen ausgesetzt sind als im geschlossenen Auwald. Auf der anderen Seite kann man sie auch so interpretieren, daß bei wirkungsvoller Vernetzung trotz großflächigen Nutzlandes dazwischen über 80% des Artenspektrums gehalten werden kann.

Welcher der beiden Aspekte in den Vordergrund zu stellen ist, hängt von der Ausgangssituation ab. Ist noch ein geschlossenes Auwaldgebiet vorhanden, so bedeutet seine Fragmentierung auch dann Artenverluste, wenn insgesamt die kritische Flächengröße von etwa 80 Hektar nicht unterschritten wird. Sind hingegen nur noch Reste von Auwaldstücken vorhanden, die – wie im Fall des »Halbinsel-Effektes« gezeigt – erheblich unter der kritischen Flächengröße liegen und dementsprechend bereits einen sehr starken Artenschwund aufweisen, dann kann die Vernetzung und die Einfügung in ein Biotop-Verbundsystem durchaus zu einer nachhaltigen Verbesserung der Gegebenheiten führen.

Es ist jedoch klar, daß der Biotop-Verbund nicht die eigentliche Zielrichtung darstellt, sondern eine Hilfsmaßnahme, um überall dort, wo nicht mehr ausreichend große Flächen vorliegen, die Lebensräume funktionell wieder miteinander zu verbinden. Vorrang muß die Erhaltung, Sicherung oder Wiederherstellung entsprechender Flächengrößen bei den Biotopen haben.

Der Biotop-Verbund sollte daher eine »flankierende Maßnahme« sein, deren Aufgabe darin besteht, die Mosaikstruktur der Biotope wiederherzustellen, so daß (im übertragenen Sinne formuliert) das »tragende Netzwerk nicht zerrißt«.

Daß diese Interpretation keine stark überzogene Verallgemeinerung sehr lokaler Befunde ist, das geht aus den Untersuchungen von HELLE (1985) hervor. Die Strukturänderungen in nordfinnischen Wäldern durch Fragmentierung brachten folgende Veränderungen in der Vogelwelt mit sich:

- Die Artendiversität ist an den Waldrändern geringer als in den geschlossenen Waldgebieten;
- die Fragmentierung wirkt sich auch auf eine Reihe häufiger Arten nachteilig aus (z. B. Gartenrotschwanz, Bergfink, Trauerschnäpper und Kreuzschnäbel);
- starke Rückgänge in neuerer Zeit traten bei den Höhlenbrütern auf;
- das mittlere Gewicht der Vogelarten sinkt in den fragmentierten Wäldern (d. h. Großvögel werden überproportional seltener);
- Kleinvögel nehmen eher zu (mittleres Gewicht 20 g der zunehmenden Arten), größere hingegen ab (mittleres Gewicht der abnehmenden Arten 56 g).

In die gleiche Richtung weisen die kursorischen Angaben zu den Minimal-Areal-Ansprüchen einzelner Arten, die FLECKENSTEIN & RAAB (1987) in ihren »Kritischen Betrachtungen zum Biotopverbund« zusammengestellt haben. Die Minimal-Areale der meisten Arten liegen weit über den kritischen 80 Hektar für Vögel (die sich für Artengemeinschaften errechnen, nicht für einzelne Arten!). Ihrem Fazit kann man sich nur anschließen: »Die Verknüpfung der einzelnen Lebensräume über ein Biotopverbundsystem ist sicher ein Schritt in die richtige Richtung, da sie über den bisherigen Reservatsgedanken hinausgeht. Das Biotopverbundsystem ersetzt jedoch keineswegs die Forderung nach großflächigen Schutzgebieten.«

7. Zusammenfassung

Der Biotop-Verbund wird neuerdings als interessantes Konzept des Naturschutzes verstärkt diskutiert. Mit dieser Strategie sollte versucht werden, der Tendenz zur Verinselung der Lebensräume entgegenzuwirken. So attraktiv das Konzept klingt, so wenige konkrete Befunde liegen bislang hierzu vor.

An Untersuchungen zur Vogelwelt von Auwäldern am unteren Inn, Niederbayern, wird gezeigt, daß trotz starker Vernetzung und Verknüpfung zum Verbund der fragmentierte Auwald einen Artenverlust aufweist, der 14% des Artenspektrums ausmacht. Bei stärker isolierten, kleinflächigen Auen steigt er auf 44% und bei kleinen Inseln auf nahezu 80% an. Der Effekt der (zu geringen) Flächengröße geht daher stärker ein, als die Verknüpfung. Er bestimmt letzten Endes, welcher Anteil des Artenspektrums noch zu halten ist. Andererseits zeigen die Befunde auch, daß bei wirklich guter Verknüpfung ein wesentlicher Teil der Arten gehalten werden kann oder (im Umkehrschluß) sich wieder einstellen würde.

Im Biotop-Verbund wird daher vornehmlich eine »flankierende Maßnahme« gesehen.

Summary

Is Biotop-Connection the Solution of the Problem of Critical Minimal Area Sizes?

Habitat (Biotop) connection gained impact and interest in the concepts of nature conservation recently. This strategy is intended to counteract the progressive isolation of habitats in the man-dominated landscape. The concept sounds highly attractive, but clearcut results are virtually lacking concerning the applicability.

Studies on bird species in riverine forests along the lower Inn river Southeastern Bavaria showed, however, that in spite of a high degree of interconnections the fragmented forest has lost a num-

ber of species (14 per cent) compared to a closed one of similar size.

Still more isolated patches lost 44 per cent of species and a true island situated in the impoundment at a distance of not more than 400 m from the closed forest retained as few as 21 per cent of bird species. On the contrary these results may also be interpreted as a possibility to preserve a substantial part (more than 80 per cent) of the species assemblage by efficient interconnection of the remaining forest patches. A system of habitat-connection, therefore, should be taken as a subsidiary measure which works in addition to the perservation of sufficiently large areas of natural habitats.

Literatur

BANSE, G. & E. BEZZEL (1984):

Artenzahl und Flächengröße am Beispiel der Brutvögel Mitteleuropas. — *J. Orn.* 125:291–305.

FLECKENSTEIN, M. & RAAB, B. (1987):

Kritische Betrachtungen zum Biotopverbund. — *Vogel-schutz (LBV) 2/1987:24–25.*

HELLE, P. (1985):

Effects of forest fragmentation on bird densities in northern boreal forests. — *Ornis Fennica* 62:35–41.

MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967):

The Theory of Island Biogeography. — Princeton University Press, Princeton, N.J.

MADER, H.-J. (1984):

Inselökologie — Erwartungen und Möglichkeiten. — *Laufener Seminarbeitr.* 7/84:7–16.

REICHHOLF, J. (1980):

Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. — *Anz. orn. Ges. Bayern* 19:13–26.

— (1984): Inselökologische Aspekte der Ausweisung von Naturschutzgebieten für die Vogelwelt. — *Laufener Seminarbeitr.* 7/84:57–61.

— (1986): Tagfalter: Indikatoren für Umweltveränderungen. — *Ber. ANL* 10:159–169.

— (1987): Indikatoren für Biotopqualitäten, notwendige Mindestflächengrößen und Vernetzungsdistanzen. — *Forschungs- und Sitzungsberichte der Akademie für Raumforschung und Landesplanung* 165:291–309.

— (im Druck): Quantitative Faunistik und Naturschutz: Die Bedeutung von Flächengröße, Distanz und Zeit. — *Spixiana Suppl.*

REICHHOLF, J. & SCHAACK, K.-H. (1986):

Linientaxierungen von Sommervögeln im Auwald. — *Anz. orn. Ges. Bayern* 25:175–187.

STECHMANN, D.-H. (1984):

Hecken in der Agrarlandschaft. — *Laufener Seminarbeitr.* 7/84:17–24.

WILDERMUTH, H. (1980):

Natur als Aufgabe. — Schweizerischer Bund für Naturschutz.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Josef H. Reichholf
Zoologische Staatssammlung
Abteilung Faunistik & Ökologie
Münchenstr. 21
D-8000 München 60

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: [10_1986](#)

Autor(en)/Author(s): Reichholf Josef

Artikel/Article: [Ist der Biotop-Verbund eine Lösung des Problems kritischer Flächengrößen? 19-24](#)