©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Laufener Seminarbeitr. 8/98, S.109-119 • Bayer.Akad.Natursch.Landschaftspfl. Laufen/Salzach 1998

Schnellprognose der Überlebensaussichten von Zielarten

- Zwei Fallbeispiele aus der Naturschutzpraxis

Burkhard VOGEL & Gerhard ROTHHAUPT

1. Einleitung

Der Nachweis einer Art in einem bestimmten Gebiet allein sagt nichts über die Wahrscheinlichkeit, diese Art hier auch in Zukunft noch anzutreffen. Deshalb finden seit den Untersuchungen zur Populationsdynamik des Grizzly-Bärs im Yellowstone-Gebiet, USA (SHAFFER 1983), Prognosen zur Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen im wissenschaftlichen Naturschutz immer stärkere Berücksichtigung. Nach dem von SHAFFER (1987) formulierten Konzept der "Minimal großen überlebensfähigen Populationen (MVP)" läßt sich die Populationsentwicklung für eine Art prognostizieren, wenn man die Risikofaktoren kennt, welche zum Aussterben der Art führen können. Ursprünglich wurde dieses Konzept für Arten des Endangered-Species-Act in den USA entwickelt. Für Arten dieser Gesetzesliste wurden Populationsgefährdungsanalysen (PVA) durchgeführt, um ihre Überlebenschancen in Amerika abzuschätzen und gegebenenfalls Maßnahmen zu ihrem Schutz einzuleiten (BOYCE 1992). Inzwischen finden PVAs jedoch weltweit breite Anwendung bei verschiedensten Tiergruppen und auch bei Pflanzen (z.B. KOKKO ET AL. 1997; RATNER ET AL. 1997; ARMBRUSTER & LANDE 1993; MENGES 1990).

Im Zielartenkonzept wurde die Grundidee überlebensfähiger Populationen übernommen, jedoch an die Verhältnisse im deutschen und europäischen Naturschutz angepaßt (MÜHLENBERG ET AL. 1991). In Deutschland gibt es, abgesehen von den prioritären Arten der Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie, keine gesetzlich festgelegte Liste von Arten, die vor dem Aussterben zu bewahren sind. Daher werden im Zielartenkonzept die Arten nach einem vorgegebenen Kriterien-Katalog ausgewählt. Dabei steht nicht der Schutz der Art um ihrer Selbst willen im Vordergrund, sondern die Durchsetzung von Maßnahmen zur Sicherung ihrer Lebensräume.

Zielarten sind also *"Arten, die der Festsetzung und Kontrolle von Naturschutzzielen dienen. Die von ihnen bewohnten Lebensräume sollen so gesichert und entwickelt werden, daß die Zielarten darin eine langfristige Überlebenschance unter möglichst natürlichen Bedingungen erhalten"* (VOGEL ET AL. 1996).

Auch im Zielartenkonzept kann die Abschätzung der Überlebenschancen einer Population im Rahmen einer Populationsgefährdungsanalyse (PVA) erfolgen. Für die Anwendung im Naturschutz sind PVA's allerdings oft zu aufwendig und auch zu langwierig, gerade wenn es um ad-hoc-Entscheidungen z.B. in der Eingriffsplanung geht. Vielfach kann hier jedoch eine erste Prognose zu den Überlebensaussichten der ausgewählten Arten erfolgen, ohne daß eine aufwendige PVA durchgeführt werden muß. Die Idee zu dieser "Schnellprognose" wurde erstmals von HOVESTADT ET AL. (1991) formuliert (vgl. auch RUGGIERO ET AL. 1994). Die Schnellprognose (SchneP oder Biologische Schnellprognose BSP) ist ein Instrument, welches Aussagen zu den Zukunftsaussichten einer Zielart auf Basis vorhandener Informationen in Verbindung mit wenigen freilandökologischen Erhebungen innerhalb einer Vegetationsperiode ermöglicht. AMLER ET AL. (1996) und VOGEL ET AL. (1996) haben jeweils eine formalisierte Vorgehensweise für die Durchführung einer SchneP entwickelt. Im Folgenden präsentieren wir zwei Fallbeispiele zur SchneP. Anhand dieser Beispiele wollen wir die Möglichkeiten und Grenzen dieses Instrumentes diskutieren. Die Darstellung ist dabei gegenüber den zugrunde liegenden Gutachten stark verkürzt.

2. Fallbeispiel 1: Schnellprognose für den Laubfrosch (*Hyla arborea*) im Landkreis Forchheim, Bayern

2.1 Ausgangslage

Im Auftrag der Kreisgeschäftsstelle des Bund für Umwelt und Naturschutz (BN) wurde im Jahre 1991 im Landkreis Forchheim (Oberfranken, Bayern) von Bernd-Ullrich RUDOLPH eine flächendeckende Kartierung für alle Amphibienarten des Landkreises durchgeführt. Im Rahmen der Kartierung wurden alle potentiellen Laichgewässer im Landkreis während der Paarungszeit der Tiere begangen und die Anzahl rufender Männchen geschätzt. Insgesamt ergab die Kartierung einen Bestand von ca. 1.400 rufenden Laubfroschmännchen an ca. 90 Teichen. Die Vorkommen beschränken sich weitgehend auf den westlichen Teil des Landkreises. Die nach Osten ansteigende Frankenalb ist nicht besiedelt (Abb. 1). Hier konnten auch in früheren Kartierungen keine Laubfroschvorkommen nachgewiesen werden (REICHEL 1987).

Auf Grundlage dieser Kartierung wurde 1992 von einem der Verfasser (B. VOGEL) eine Schnellpro-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

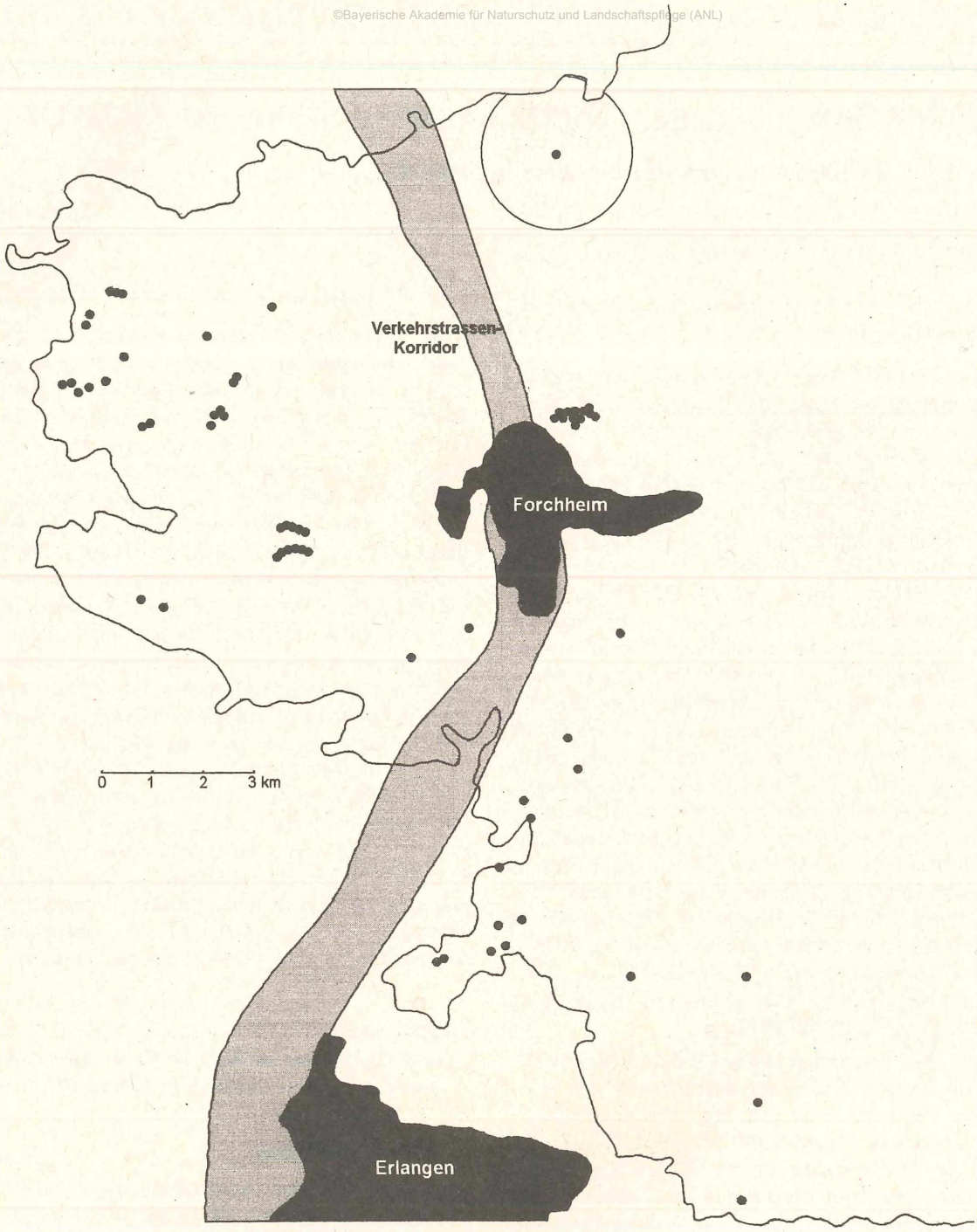

Abbildung 1

Verteilung von Laubfroschkolonien (schwarze Kreise) im Landkreis Forchheim (nach einer Kartierung von 1991). Innerhalb des Verkehrstrassenkorridors verlaufen der Main-Donau-Kanal, die Bundesautobahn A 73 und die Bundesbahnstrecke Bamberg-Erlangen.

gnose für den Laubfrosch (*Hyla arborea*) durchgeführt (SCHMID 1992). Mit dieser Prognose wurden zwei wesentliche Ziele verfolgt:

- Abschätzung der Überlebensaussichten des Laubfrosches im Landkreis Forchheim
- Erarbeitung einer Grundlage, um Eingriffe in Natur und Landschaft im Landkreis aus naturschutzfachlicher Sicht hinsichtlich ihrer Konsequenzen besser beurteilen zu können

Für die Prognose der Populationsentwicklung wurden folgende Angaben zum Laubfrosch zugrunde gelegt:

- Während der Paarungszeit vagabundiert ein Teil der Rufergemeinschaft in einem Aktionsradius von 300m zwischen unterschiedlichen Gewässern umher (TESTER 1990). Vorkommen innerhalb dieses Radius werden daher zu gemeinsamen Kolonien zusammengefaßt.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

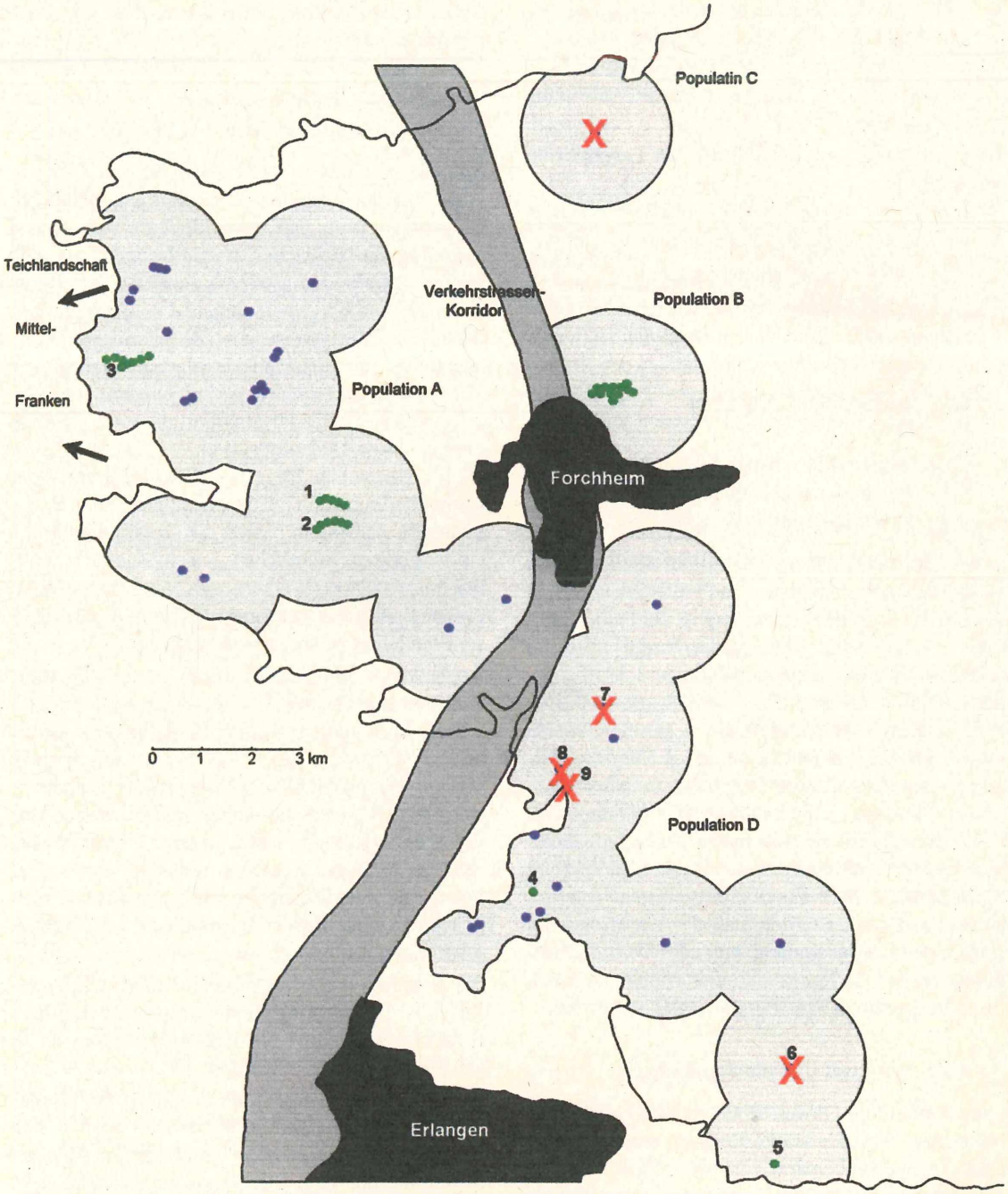

Abbildung 2

Räumliche Populationsstruktur der Laubfroschvorkommen im Landkreis Forchheim: grüne Kreise: mehr als 100 rufende Männchen in der Rufergemeinschaft; blaue Kreise: weniger als 100 rufende Männchen in der Rufergemeinschaft; graue Kreisflächen: Ausbreitungsräume der Rufkolonien; rote Kreuze: kurzfristig vom Aussterben bedrohte Kolonien.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

mehr als 100 nachgewiesenen, rufenden Männchen langfristig überlebensfähig sind, vorausgesetzt deterministische Gefährdungsfaktoren wie z.B. Habitatzerstörung oder direkte Verfolgung spielen keine Rolle.

Drei Fragen standen im Rahmen der Prognose im Vordergrund:

Wie ist die Struktur des kartierten Bestandes und welche Populationen sind voneinander isoliert?

Wie groß sind die Populationen?

Welche Gefährdungen bestehen für die Populationen?

2.2 Analyse der Population

2.2.1 Wie ist die Struktur des kartierten Bestandes und welche Populationen sind voneinander isoliert?

Die räumliche Populationsstruktur des kartierten Bestandes wurde analysiert und grafisch dargestellt (vgl. Abb. 2). In der Darstellung ist der halbe maximale Aktionsradius wandernder Jungfrösche um jede Kolonie durch eine kreisförmige Schraffur gekennzeichnet. Überall dort, wo sich die so dargestellten Ausbreitungsräume überschneiden, stehen die betreffenden Kolonien potentiell über Jungfrösche im Austausch. An den Wanderungsbarrieren enden die Ausbreitungsräume. Die zusammenhängend schraffierten Flächen in der Darstellung kennzeichnen die Bereiche, in denen die Kolonien zu einer gemeinsamen Population gehören. Aus der Darstellung wird deutlich, daß der Laubfrosch im Landkreis kein zusammenhängendes Verbreitungsgebiet besitzt. Es lassen sich vier voneinander isolierte Vorkommen bzw. Populationen abgrenzen.

2.2.2 Wie groß sind die Populationen?

Die *Population A* im westlichen Teil des Landkreises besitzt nur drei Kolonien, deren Populationsgröße über dem Schwellenwert von 100 rufenden Männchen liegt: Nr. 1 und Nr. 2 mit zusammen mehr als 300 Männchen und Nr. 3 mit mehr als 100 Männchen. Eine weitere Kolonie mit mehr als 100 Rufern wurde im Frühjahr 1992 durch die Totalentlandung zwei benachbarter Teiche zerstört. Bei allen übrigen Vorkommen liegt die Koloniegröße durchschnittlich unter 30 Männchen. Die kleinste Kolonie umfaßt nur vier Männchen.

Population B östlich des Regnitztales besitzt mit über 200 Rufern eine stabile Populationsgröße.

Die nördlichste Population im Landkreis *(Population C)* wird von zwei kleinen Vorkommen mit insgesamt weniger als 50 Rufern gebildet, welche von allen übrigen Rufgemeinschaften des Landkreises isoliert sind.

Population D besteht aus einer zusammenhängenden Kette von Kolonien, mit einer Rufgemeinschaft von über 200 Männchen (Nr. 4) und einer weiteren Rufgemeinschaft mit mehr als 100 Männchen (Nr. 5). Die durchschnittliche Größe der übrigen Kolonien liegt bei 15 Rufern.

2.2.3 Welche Gefährdungen bestehen für die Populationen?

Population A bildet ein Netz von räumlich miteinander in Kontakt stehenden Rufkolonien. Dadurch ist gewährleistet, daß auch kleinere Vorkommen beim lokalen Erlöschen wiederbesiedelt werden können. Die beiden großen Kolonien übernehmen dabei die Funktion von mainland-Populationen, von denen aus schrittweise eine Rekolonisierung benachbarter Teiche (islands) erfolgen kann, wenn die Vorkommen dort erloschen sind. Die Hauptkolonien haben daher für die Stabilität dieser Population eine wichtige Bedeutung (vgl. VEITH & KLEIN 1996). Anzeichen für eine Verschlechterung der Habitatbedingungen in den Hauptkolonien liegen nicht vor. Außerdem besitzt die Gesamtpopulation einen direkten, räumlichen Anschluß an die westlich angrenzenden Weiherketten Mittelfrankens mit großen Laubfroschvorkommen. Das Überleben dieser Population ist daher nicht gefährdet.

Auch *Population B* ist aufgrund ihrer Größe nicht unmittelbar gefährdet. Allerdings könnte durch Zerstörung der Ufervegetation, Entlandung der Teiche und die Erhöhung des Fischbesatzes im Rahmen "ordnungsgemäßer Teichwirtschaft" die Population in kurzer Zeit zum Erlöschen gebracht werden. Aufgrund der isolierten Lage wäre eine Wiederbesiedlung des Standortes nahezu ausgeschlossen. Das Schicksal dieser Population hängt daher im wesentlichen von der künftigen Intensität der Teichbewirtschaftung ab.

Bei *Population C* besteht bereits aufgrund der geringen Größe der Rufgemeinschaften und ihrer isolierten Lage wenig Aussicht auf einen längerfristigen Fortbestand der Kolonien.

In *Population D* ist der zum Zeitpunkt der Kartierung noch vorhandene Zusammenhalt der Kette an mehreren Stellen gefährdet. So handelt es sich bei dem Vorkommen Nr. 6 um eine Laubfroschkolonie, welche ein durch Staunässe entstandenes Ruderalbiotop besiedelt hat. Da die Fläche jedoch bebaut werden soll und bereits Maßnahmen zur Drainage des Biotops eingeleitet worden sind, ist der Fortbestand des Vorkommens ausgeschlossen. Mit dem Wegfall dieser Teilpopulation verliert auch das südlichste Laubfroschvorkommen im Landkreis den Anschluß an die übrigen Kolonien. Weiterhin ist mit einem Erlöschen des Vorkommens Nr. 7 zu rechnen, da hier durch intensivste Teichnutzung mit Kalkung der Teichböden während der Laichzeit und Uferverbauung keine Reproduktion mehr stattfinden kann. Darüber hinaus sind auch die Vorkommen Nr. 8 und Nr. 9, welche zwischen zwei vielbefahrenen Kreisstraßen in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft liegen, nicht mehr überlebensfähig. Da sich durch den Verlust einzelner Kolonien in dieser Population der Zusammenhang der Kette auflöst, haben die verbleibenden, kleineren Kolonien keinen Kontakt

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

mehr zu den beiden mainland-Populationen (Nr. 4 und Nr. 5). Wegen ihrer geringen Populationsgröße und der isolierten Lage besteht daher die Gefahr, daß diese kleinen Kolonien innerhalb weniger Jahre erlöschen. Nur die Populationen Nr. 4 und Nr. 5 sind auch langfristig in der Lage, Schwankungen in der Populationsgröße auszugleichen, vorausgesetzt die Habitatqualität der Laichgewässer verschlechtert sich nicht wesentlich. Allerdings verlieren diese Populationen mit dem Erlöschen der kleinen Kolonien innerhalb des Landkreises den Kontakt untereinander und zu anderen Laichpopulationen. Ob unmittelbar südlich an den Landkreis angrenzend weitere Laubfroschkolonien existieren, mit denen die beiden Populationen in Verbindung stehen, ist unbekannt, da dieser Bereich nicht mehr kartiert wurde. In jedem Fall könnte es sich dabei nur um Einzelvorkommen mit geringem Einfluß auf die Dynamik der Gesamtpopulation handeln. Anders als im Westen des Landkreises ist nach Süden die Ausdehnung von Laubfroschpopulationen durch die Stadt Erlangen und den Sebalder Reichswald begrenzt. Außerdem gibt es hier nur vereinzelt Teiche, welche als potentielle Laichgewässer in Frage kämen.

2.3 Prognose

Insgesamt stellt sich damit die Situation des Laubfrosches im Landkreis Forchheim wie folgt dar: Das Überleben des Laubfrosches im Landkreis Forchheim ist mittelfristig nicht gefährdet. Allerdings ist das Vorkommen des Laubfrosches stark fragmentiert. Die vier abgrenzbaren Populationen sind so stark isoliert, daß zwischen ihnen ein Austausch von Individuen zum Ausgleich von Populationsschwankungen bzw. zur Wiederbesiedelung verwaister Standorte extrem unwahrscheinlich wird. *Population C* besitzt keine längerfristige Perspektive. Die Überlebenaussichten von *Population B* sind im wesentlichen von der Entwicklung der kommerziellen Teichbewirtschaftung vor Ort abhängig.

Bei *Population D* führt die weitere Fragmentierung durch Zerstörung von Laichgewässern und Landlebensräumen zu einem Zerfall des Populationsverbundes und zur Reduktion auf zwei innerhalb des Landkreises isolierte Vorkommen. Nur die *Population A* besitzt noch eine stabile Struktur netzartig miteinander in Verbindung stehender Kolonien. Die langfristig stabile Populationsentwicklung ist durch die beiden großen Rufergemeinschaften und den Anschluß an die mittelfränkische Teichlandschaft gewährleistet.

Der Laubfrosch wird demnach zwar in absehbarer Zeit nicht vollständig aus dem Landkreis verschwinden. Aus der Prognose ist jedoch abzuleiten, daß sich die Verbreitung immer stärker auf wenige Standorte im Landkreis konzentrieren wird. Verantwortlich für diese Entwicklung ist zum einen die unmittelbare Zerstörung von Laichgewässern duch die Intensivierung der Teichwirtschaft, zum anderen der Ausbau der Verkehrswege und die Intensivierung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Dadurch werden Wanderungsbewegungen zwischen einzelnen Vorkommen zunehmend unterbunden und die Besiedelung neu entstandener Laichgewässer bzw. erloschener Standorte unmöglich gemacht.

Bei Planungsverfahren im Landkreis (etwa Straßenbauverfahren oder Anlage von Gewerbegebieten) läßt sich auf Grundlage der hier dargestellten Prognose abschätzen, wie sich die Projekte auf das Überleben der Laubfroschpopulationen auswirken. Dabei ist unmittelbar ersichtlich, daß sich die Auswirkungen nicht nur auf die direkt bebauten Flächen beschränken, sondern auch einen großen Einfluß auf die gesamte Population haben können.

3. Fallbeispiel 2: Auswirkungen des Baues einer Autobahn auf die Überlebensfähigkeit einer Population der Wanstschrecke

3.1 Kurzportrait

Die Wanstschrecke (*Polysarcus denticauda*) ist mit 24 bis 44mm die größte einheimische Sichelschrecke. Beide Geschlechter sind flugunfähig, die Art kann aber auch größere Strecken laufend überbrücken. Als Habitat werden langgrasige Wiesen bevorzugt. Die Entwicklung verläuft zweijährig, d. h. daß die juvenilen Tiere erst nach zwei Wintern ab Mitte März schlüpfen. Die Verbreitung in Deutschland beschränkt sich auf wenige Vorkommen in Bayern, Baden-Württemberg und Thüringen (ROTHHAUPT 1994; SCHLUMBRECHT 1994; BEINLICH 1993; DETZEL 1988).

3.2 Ausgangslage

Mit der hier dargestellten Schnellprognose sollte versucht werden, die Auswirkungen des geplanten Baues einer Autobahn auf die Wanstschreckenpopulation in diesem Gebiet abzuschätzen. Die Untersuchung ist Bestandteil eines noch laufenden Verfahrens. Um in dieses Verfahren nicht einzugreifen, wird im folgenden auf genauere Ortsbestimmung und auf Details der Ergebnisse verzichtet.

Das betrachtete Vorkommen besteht aus mehreren Teilpopulationen, die in unterschiedlichem Maße miteinander in Austausch stehen. Durch verschiedene Kartierungen war die Verbreitung der Art innerhalb des Gebietes relativ gut bekannt, und es lagen grobe Populationsgrößenschätzungen vor. Die Populationsgröße im gesamten Großraum wurde dabei auf 4.000 bis 8.000 Tiere geschätzt. Aus den Kartierungsdaten ging weiter hervor, daß die Trasse nur zwei sehr kleine Habitate mit ca. 40 Individuen direkt zerstören würde. Gleichzeitig würde aber die drittgrößte Teilpopulation des Gebietes zerschnitten und dadurch die gesamte Ursprungspopulation in zwei weitgehend isolierte Tei-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

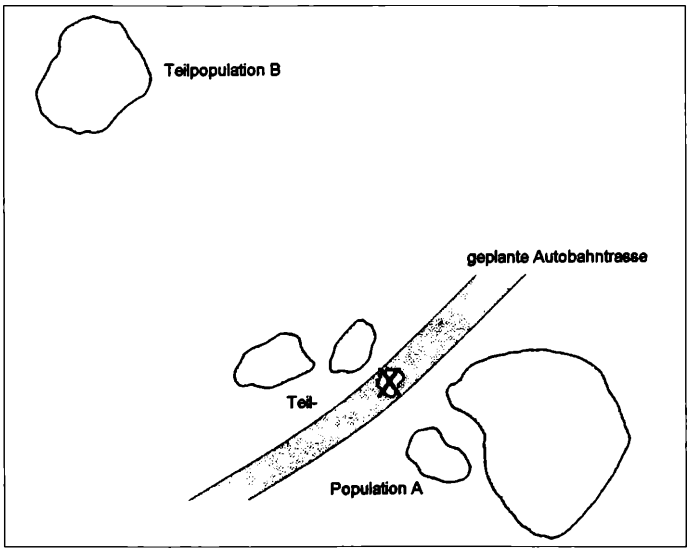

Abbildung 3

Schematische Darstellung der direkt von der geplanten Autobahn betroffenen Teilpopulationen. Sowohl nördlich als auch südlich schließen sich weitere Vorkommen an.

le nördlich und südlich der Autobahn zerfallen (Abb. 3).

Angesichts der offensichtlichen Bedeutung des Gesamtvorkommens für das Fortbestehen der Art in Deutschland sollte nun geprüft werden:

1. ob die Überlebensfähigkeit dieser Population durch den geplanten Autobahnbau verringert würde.
2. Wenn dies der Fall wäre, ob der Eingriff ausgleichbar wäre, beispielsweise durch eine Grünbrücke und unterstützende Maßnahmen.
3. Wenn ja, wie die Ausgleichsmaßnahmen dimensioniert sein müßten.

3.3 Vorgehensweise

Um diese Fragen beurteilen zu können, entschieden wir uns für die Durchführung einer biologischen Schnellprognose unter Einsatz eines Computersimulationsmodelles. Dabei griffen wir auf das Modellierungstool RAMAS/metapop von der Firma Applied Biomathematics zurück (AKCAKAYA 1994). Die Verwendung eines Modellierungstools hatte den Vorteil, daß wir auf ein bewährtes Grundmodell zurückgreifen konnten, das nur auf die vorliegende Situation angepaßt werden mußte. Damit konnte der Zeitaufwand erheblich reduziert werden. An dieser Stelle soll auf die Details des verwendeten Modells verzichtet werden, um statt dessen die wesentlichen Elemente der Vorgehensweise herauszuarbeiten.

3.3.1 Schritt 1: Berechnung der Überlebensfähigkeit der einzelnen Teilpopulationen ohne Autobahn (Status Quo)

Es wurde von folgenden Grundannahmen ausgegangen:

- Die durch vorangegangene Kartierungen ermittelte räumliche Lage und Individuenstärke der einzelnen Teilpopulationen wurde direkt in das räumlich explizite Modell übernommen.
- Zur Abschätzung der Populationsdynamik griffen wir auf veröffentliche Angaben aus der Literatur zur Wanstschrecke und auf Arbeiten zu verwandten Arten zurück (vgl. auch. GOTTSCHALK & KOBEL-LEMPARSKI i. Vorb.; DEMPSTER 1963).
- Die Ausbreitungsfähigkeit der Art und damit der Austausch zwischen den verschiedenen Teilpopulationen wurde ausgehend von Individualbeobachtungen und Fang-Wiederfang-Untersuchungen mit Hilfe eine Exponentialfunktion abgeschätzt.

Viele Ausgangsdaten sind nur mit einem erheblichen Unsicherheitsfaktor anzugeben. Es ist zwar in der Regel für einen einzelnen Faktor abzuschätzen, welche Auswirkungen dieser auf die Prognose bezüglich der Autobahneffekte hat. Die Kombination verschiedener Faktoren führt aber häufig zu überraschenden Effekten. Das Verdeutlichen solcher zunächst nicht bedachter Effekte ist der besondere Vorteil von Computermodellen. In der Praxis hat es sich als hilfreich erwiesen, bestimmte Parameterkombinationen zu Szenarien zusammenzustellen. Dabei wird versucht, die Parameter so zu kombinieren, daß sich einmal eine besonders hohe, eine mittlere und eine besonders geringe Überlebenswahrscheinlichkeit ergeben. In unserem Falle werden die Szenarien als "optimal", "mittel" und "pessimal" bezeichnet. Dabei ist zu beachten, daß sich daraus nur Schlüsse bezüglich des Status Quo ergeben. Es werden keine Aussagen dazu gemacht, bei welchem Szenario sich die Autobahn besonders drastisch auswirkt. Für die Beurteilung muß aus Gründen der Risikovorsorge jeweils das ungünstigste Ergebnis zugrunde gelegt werden.

In Tabelle 1 sind die den Szenarien zugrundeliegenden Annahmen nochmals näher erläutert.

Als Ergebnis aus diesem Schritt erhalten wir eine Überlebenswahrscheinlichkeit für die nächsten 50

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tabelle 1

Übersicht über die Parameter der drei Szenarien, die den Modellrechnungen zugrundeliegen. Aufgrund der gewählten Kombination stellt 1 das optimale, 2 das mittlere und 3 das pessimale Szenario dar. Abundanzdynamik bezeichnet das Ausmaß der Populationsschwankungen, Migration den Austausch zwischen den Teilpopulationen. Verlust stellt den Verlust von Tieren durch Überfahren dar. Korrelation ist die Korrelation der Umweltschwankungen zwischen den verschiedenen Teilpopulationen.

Szenario	Abundanzdynamik	Migration	Verlust	Korrelation
1	niedrig	hoch	niedrig	stark
2	mittel	mittel	mittel	stark
3	hoch	niedrig	hoch	stark

Jahre. Diese Zahl ist die Grundlage für den im Schritt 2 durchgeführten Vergleich.

3.3.2 Schritt 2: Berechnung der Überlebensfähigkeit der Teilpopulationen nach Bau der Autobahn und Vergleich mit dem Status Quo

Diese Berechnung erfolgt grundsätzlich mit den gleichen Modellannahmen wie oben. Die unmittelbaren Auswirkungen der Autobahn stellen sich im Modell wie folgt dar:

Biotopzerstörung: Zerstörung einer Teilpopulation von ca. 40 Individuen.

Isolationseffekt: Ausschluß der Migration zwischen Teilpopulationen nördlich und südlich der geplanten Autobahn.

Erhöhte Mortalität: Überfahren von Wanstschrecken während des Betriebes.

Durch Vergleich der auf diese Weise ermittelten Ergebnisse mit den Ergebnissen aus Schritt 1 läßt sich feststellen, inwieweit es sich bei dem Bau der Autobahn tatsächlich um einen Eingriff handelt und wie gravierend er gegebenenfalls ist.

3.3.3 Schritt 3: Untersuchung von Möglichkeiten für einen Ausgleich des Eingriffes

Ergibt sich in Schritt 2, daß die Autobahn zu einer Verringerung der Überlebensfähigkeit der Art führt, muß nun nach Möglichkeiten für einen Ausgleich gesucht werden. Im konkreten Fall war von Seiten des Auftraggebers an den Bau einer Grünbrücke gedacht.

Um zu ermitteln, ob eine Grünbrücke geeignet ist, den Eingriff ggf. auszugleichen und wie sie dimensioniert sein muß, müssen wieder eine Reihe von Ergebnissen und Annahmen in das Modell übersetzt werden.

Aus der Literatur (RECK ET AL. 1993) ist bekannt, daß Grünbrücken zumindest bei Insekten ihre Funktion nur erfüllen können, wenn sie als Lebensraum für die Arten dienen können. Weiterhin müssen Zuleitungsstrukturen vorhanden sein. Dabei ist aber zu beachten, daß Insekten diese Zuleitungsstrukturen nicht im Sinne von Leitstrukturen für eine gerichtete Wanderung nutzen, sondern sich eher ungerichtet innerhalb dieser Flächen bewegen und dabei "zufällig" auch auf die Grünbrücke stoßen und über sie hinweg wandern. Die Anzahl der über die Grünbrücke wandernden Tiere ist damit direkt eine Funktion der dort und im unmittelbaren Umkreis lebenden Tiere. Damit wird die durch die Grünbrücke realisierte Austauschrate direkt der Fläche proportional.

Für die Wanstschrecke wurde aufgrund der Habitatbindung davon ausgegangen, daß es gelingen kann, auch auf einer Grünbrücke ein Wanstschreckenbiotop zu etablieren. Die relativ geringe Bodenfeuchte auf solchen Brücken dürfte allerdings die Lebensraumqualität eines solchen Biotops in Grenzen halten.

Unter Berücksichtigung all dieser Annahmen und des Vergleichs mit den ohne Autobahn vorhandenen Strukturen läßt sich ableiten, welche Austauschrate pro 100m Grünbrückenbreite erwartet werden kann. Diese Austauschrate kann nun ins Modell eingegeben werden. Durch Iteration läßt sich die Grünbrückenbreite ermitteln, die zu einem Ausgleich des Eingriffes führt. Ausgleich heißt in diesem Fall, daß die Überlebenswahrscheinlichkeit wieder dem Status Quo entspricht.

3.4 Prognose

Wie zu erwarten, sind die Effekte auf die Überlebensfähigkeit der Wanstschreckenpopulation bei den Teilpopulationen in unmittelbarer Nähe der Autobahn am deutlichsten ausgeprägt. Die folgende Darstellung beschränkt sich auf diese Teilpopulationen, die als A und B bezeichnet werden sollen.

3.4.1 Auswirkung des Autobahnbaues

Das Aussterberisiko erhöht sich in der direkt von der Autobahn zerschnittenen Teilpopulation A je nach Annahme z. T. um mehr als 100%. Für den nördlich der Autobahn verbliebenen Bereich dieser Teilpopulation steigt die Aussterberate auf nahezu 100 % an. Interessanterweise finden sich die deutlichsten Effekte aber nicht in der unmittelbar zerschnittenen Teilpopulation A sondern in der nördlich davon gelegenen Teilpopulation B (Abb. 3 und 4). Dies erklärt sich daraus, daß die Teilpopulation B in hohem Maße auf Zuwanderer aus der sehr viel größeren Teilpopulation A angewiesen ist. Durch die Zerschneidung ist

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

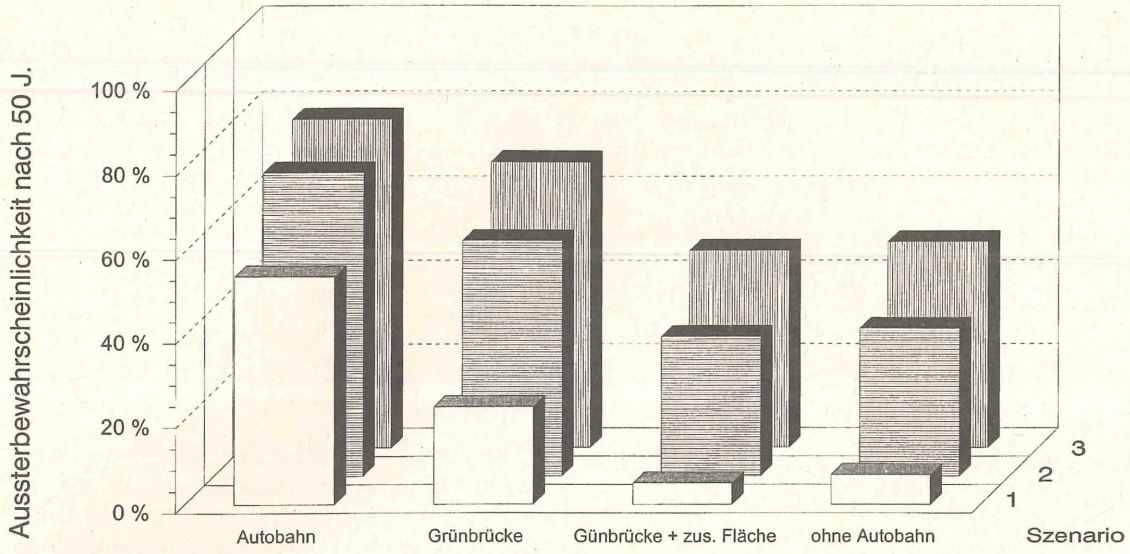

Abbildung 4

Auswirkungen des Baues einer Autobahn auf die Population der Wanstschrecke sowie Möglichkeiten für einen Ausgleich. Dargestellt ist die Aussterbewahrscheinlichkeit nach 50 Jahren als Ergebnis von Computersimulationen. Vereinfachte Darstellung. Weitere Erläuterungen im Text.

die Teilpopulation B also gewissermaßen von ihrem Nachschub abgeschnitten.

Insgesamt wird deutlich, daß der Bau einer Autobahn einen erheblichen Eingriff darstellen würde. Dies war angesichts der geringen zerstörten Fläche nicht a priori abzusehen. Wir hatten ursprünglich deutlich geringere Auswirkungen erwartet und insbesondere die Auswirkungen auf die weiter entfernt liegendenden Populationen als vernachlässigbar angesehen.

3.4.2 Ausgleich

Auch hier sollen aus Rücksicht auf das laufende Verfahren nur wieder Trends der Ergebnisse dargestellt werden. Es ergibt sich aber sehr klar, daß eine Grünbrücke allein den Eingriff zwar vermindern kann, aufgrund der mangelhaften Habitatqualität aber nicht zu einem Ausgleich führt. Gleichzeitig wird aber auch deutlich, daß der Eingriff, den die Autobahn für die Wanstschreckenpopulation darstellt, ausgleichbar ist. Dazu muß allerdings zusätzlich zu einer großzügig dimensionierten Grünbrücke auch noch die Populationsgröße in Teilpopulation A südlich und nördlich der Autobahn verdoppelt werden. Weitere Varianten für einen Ausgleich sind möglich, werden aber hier nicht dargestellt.

Insgesamt zeigt sich an diesem Fallbeispiel, daß auch der Einsatz von Modellen im Rahmen einer Schnellprognose praktikabel ist. Durch das Modell konnten eine Reihe von Effekten überhaupt erst erkannt werden, wie z.B. die starke Beeinträchtigung der Teilpopulation B. Die Tatsache, daß das Modell konkrete Zahlen produziert, trägt erheblich zur Anschauung und zur Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse bei.

4. Diskussion

Vielfach wird die Durchführung einer PVA mit mehrjährigen Untersuchungen zur Populationsentwicklung als Voraussetzung für die Erstellung einer Prognose gesehen. Die vorgestellten Fallbeispiele zeigen, daß nicht jeder Prognose zwangsläufig Langzeituntersuchungen vorausgehen müssen. Die Autoren sind innerhalb einer Vegetationsperiode zu einer Abschätzung der Überlebensaussichten der betrachteten Arten gelangt. Hierzu wurden bereits vorhandene Informationen aus der Literatur mit den Ergebnissen freilandökologischer Untersuchungen verknüpft. Nicht alle Aspekte der Biologie der betreffenden Arten wurden berücksichtigt, sondern es erfolgte eine Konzentration auf relevante populationsbiologische Daten (Größe überlebensfähiger Ruferkolonien, Populationsschwankungen) und solche Schlüsselfaktoren (Barrieren, Teichbewirtschaftung), die nach Literaturangaben die Populationsentwicklung beeinträchtigen. In der Prognose wurden dann die Auswirkungen dieser Faktoren auf die Populationen untersucht und ihre Bedeutung für die Populationsentwicklung abgeschätzt. Da diese Vorgehensweise immer wieder kritisch beurteilt wird, sei zunächst auf die drei wichtigsten Einwände näher eingegangen:

- *Für die meisten Arten liegen überhaupt nicht genügend Informationen vor, um eine Prognose zur Überlebenswahrscheinlichkeit innerhalb einer Saison zu ermöglichen.*

Tatsächlich ist die Kenntnis der Schlüsselfaktoren in der Populationsentwicklung eine Grundvoraussetzung für die Erstellung einer Prognose. Da sich die hierfür notwendigen Basisinformationen nicht innerhalb einer Vegetationsperiode in freilandökologischen Untersuchungen verläßlich ermitteln las-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

sen, ist man in der Schnellprognose auf Angaben aus der Literatur angewiesen. Insofern ist die PVA zwar keine Voraussetzung für die Erstellung von Prognosen, dennoch werden mehrjährige populationsökologische Untersuchungen benötigt, um hieraus die notwendigen Basisinformationen für die Prognose gewinnen zu können. Die Schnellprognose ist also nur auf solche Arten anwendbar, für die diese Informationen vorliegen. Allerdings können dabei auch Untersuchungen von nahe verwandten bzw. ökologisch ähnlichen Arten herangezogen werden, wie es im Fall der Wanstschrecke geschehen ist.

- *Die Schnellprognose ist nur für wenige Arten anwendbar. Damit bleiben Konsequenzen von Eingriffen oder Naturschutzplanungen für Arten, die nicht untersucht werden, unberücksichtigt.*

Dieser Einwand betrifft nicht nur den Einsatz der SchneP, sondern das Zielartenkonzept insgesamt (vgl. MÜHLENBERG & HOVESTADT 1992). Die Konzentration auf wenige Arten läßt zwangsläufig andere Arten außer acht. Es gibt allerdings wegen der Komplexität von Ökosystemen keine Möglichkeit, dieses Problem prinzipiell zu lösen. In keinem Fall lassen sich die Konsequenzen einzelner Maßnahmen für alle Arten des Systems untersuchen. Daher ist immer eine Beschränkung notwendig. Im Rahmen der Schnellprognose erfolgt die Beschränkung auf solche Arten, die von den Maßnahmen besonders betroffen sind und für die eine eindeutige Aussage zur Überlebenswahrscheinlichkeit möglich ist. Die Beschränkung liefert daher ein eindeutig nachvollziehbares Ergebnis, während eine "ganzheitliche" Betrachtung kein wissenschaftlich begründbares Urteil mehr zuläßt.

- *Auch die Schnellprognose kann nur ungenaue Angaben zur Überlebensfähigkeit einer Population liefern.*

Zunächst liefert die Schnellprognose keine Aussage zur absoluten Überlebensfähigkeit einer Population. Sie kann nur Angaben zur Überlebenswahrscheinlichkeit machen. Dabei sind zwei wichtige Fehlerquellen möglich:

a) nicht alle möglichen Schlüsselfaktoren werden in ihren Auswirkungen berücksichtigt.
b) die verwendeten Basisinformationen sind zu unsicher, um eine vernünftige Prognose zu erlauben.

In den beiden Fallbeispielen haben wir nur wenige Schlüsselfaktoren betrachtet. Diese Vorgehensweise wird durch die Ergebnisse populationsökologischer Studien gestützt. Es gibt zwar viele mögliche Einflüsse auf die Populationsdynamik einer Art, in der Regel führen aber nur wenige Faktoren zum Rückgang einer Population bzw. zum Aussterben. Gut dokumentierte Beispiele hiefür liefern z.B. B. VOGEL (1998); K. VOGEL (1998); ROTHHAUPT (1997); GOTTSCHALK (1996); ARMBRUSTER & LANDE (1993); MURPHY ET AL. (1990). Solange im Rahmen der Schnellprognose auf entsprechend gut dokumentierte Literaturangaben zurückgegriffen werden kann, ist die Gefahr, wesentliche Schlüsselfaktoren zu vernachlässigen, gering. Ausschließen läßt sie sich allerdings prinzipiell nicht.

Hinsichtlich des Umganges mit unsicheren Basisinformationen bietet sich in der Schnellprognose der Einsatz der Szenario-Technik an, wie er im Falle der Wanstschrecke erfolgt ist. Dabei werden die Unsicherheiten nicht einfach ignoriert, sondern in ihrem Ausmaß abgeschätzt. Die Berechnungen optimistischer und pessimistischer Szenarien lassen Aussagen über den Gültigkeitsbereich der Prognose zu. Die Anwendung dieser Technik verdeutlicht gleichzeitig auch den Vorteil des Einsatzes von Computersimulationen. Bei diesen lassen sich die Ausgangsbedingungen relativ einfach verändern und die Konsequenzen rasch berechnen. Der wesentliche Vorteil von Computersimulationen liegt im Rahmen der Schnellprognose daher in der Handhabung komplexerer Zusammenhänge.

Unabhängig davon gilt beim Umgang mit unsicheren Basisinformationen grundsätzlich das Prinzip des konservativen Ansatzes. Das bedeutet, daß in der Prognose immer die aus Sicht der Art ungünstigste Variante zugrunde liegen muß, weil das Aussterben einer Art nicht umkehrbar ist. So werden z.B. im Falle des Laubfrosches die Verkehrstrassen im Regnitztal als vollständige Barrieren angesehen, solange kein Austausch zwischen dem westlichen und östlichen Teil des Landkreises nachgewiesen ist. Ein solches Prinzip der Risikovorsorge durch die Verwendung von Sicherheitszuschlägen (vgl. AMLER ET AL. 1996) bei unsicheren Informationen ist im technischen Bereich längst üblich. Im Naturschutz wird dadurch weitgehend sichergestellt, daß Fehleinschätzungen in der Prognose nicht doch zum Aussterben der Population führen.

Neben den bisher genannten Aspekten zeichnet sich die Schnellprognose im wesentlichen durch zwei Eigenschaften aus: Transparenz und Quantifizierbarkeit.

Beide Eigenschaften können auch sogenannte Bilanzierungsverfahren in der Eingriffsregelung in Anspruch nehmen (z.B. "Osnabrücker Modell", LANDKREIS OSNABRÜCK 1995). Daher wollen wir hier nochmal kurz die wesentlichen Unterschiede zu diesen Verfahren erläutern.

- Die Schnellprognose stellt zwischen den Konsequenzen eines Eingriffes und dem Überleben der ausgewählten Zielart einen funktionalen Zusammenhang auf Basis kausalanalytischer Untersuchungen im Ökosystem her. Das wird besonders am Beispiel der Wanstschrecke deutlich. Hier spielt die unmittelbare Habitatzerstörung eine vernachlässigbare Rolle. Viel entscheidender ist die Isolationswirkung der Autobahn für die Stabilität der Gesamtpopulation. Dabei werden die Folgen der Isolation nicht

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

vermutet, sondern in ihren Auswirkungen auf die Population mit Hilfe der Computersimulationen vor Augen geführt. Durch diese Darstellung der ökologischen Konsequenzen des Eingriffes für die Population wird die Schnellprognose nachvollziehbar und kontrollierbar. Damit geht sie in ihrer Aussagekraft weit über die Bilanzierungsverfahren hinaus, in denen lediglich der Verlust an Biotopfläche festgestellt und nach einem vorgegebenen Punkteschema weitgehend unabhängig von ökologischen Gegebenheiten bewertet wird.

- In der Schnellprognose werden die Folgen von Eingriffen nicht nur qualitativ beschrieben, sondern im Hinblick auf das Überleben der betrachteten Zielarten quantifiziert. So läßt sich im Landkreis Forchheim aufgrund der vorgelegten Prognose genau abschätzen, wie sich die Intensivierung einzelner Teiche auf die Zukunft des Laubfrosches auswirken wird. Ebenso erlauben die Untersuchungen zur Wanstschrecke begründete Aussagen zur Dimensionierung einer Grünbrücke bzw. zur Größe von Ausgleichsflächen. Im Rahmen der Bilanzierungsverfahren sind quantitative Aussagen zum Überleben von Arten nicht möglich. Sie sind aber zumindest bei der Anwesenheit gefährdeter Arten notwendig, um eine angemessene Beurteilung des Eingriffes zu ermöglichen. Sie werden daher auch im Rahmen der FFH-Richtlinie ausdrücklich verlangt.

Die Schnellprognose macht den Ansatz überlebensfähiger Populationen für die Naturschutzpraxis verfügbar. Sie kann zwar kein Ersatz für langfristige, populationsökologische Untersuchungen sein, wie sie im Rahmen einer PVA durchgeführt werden. Ebensowenig steht die Schnellprognose alternativ zu anderen Bewertungsverfahren im Naturschutz. Kriterien wie die Schönheit des Landschaftsbildes, Diversität der Lebensräume und Artenzahl oder Zahl der Rote-Liste-Arten lassen sich mit diesem Instrument nicht erfassen.

Die Schnellprognose soll diese nicht ersetzen aber ergänzen. Darüber hinaus zeigen unsere Fallbeispiele, wie die Schnellprognose nicht nur bei der Bewertung von Eingriffen, sondern auch bei der Naturschutzzielplanung einsetzbar ist. Mit der Schnellprognose werden Zielarten zu einem offensiven Instrument in der Naturschutzplanung und Umsetzung.

Literatur

AKÇAKAYA, H.R. (1994):
RAMAS/metapop: Viability analysis for stage-structured metapopulations (Version 1.0).- Applied Biomathematics, Setauket, New York: 185 S.

AMLER, K.; F. LOHRBERG & G. KAULE (1996):
Implementation of FIFB results in environmental planning. In: SETTELE, J.; C. MARGUELES; P. POSCHLOD. & K. HENLE (1996): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 230-236.

ARMBRUSTER, P. & R. LANDE (1993):
A population viability analysis for African Elephant (*Loxodonta africana*): How big should reserves be?- Conservation Biology 7: 602-610.

BEINLICH, B. (1993):
Zum Vorkommen der Wanstschrecke *Polysarcus denticauda* in Südwestthüringen.- Articulata 8: 125-128.

BOYCE, M. S. (1992):
Population viability analysis.- Annual Review of Ecology and Systematics 23: 481-506.

CLAUSNITZER, H. J. & F. BERNINGHAUSEN (1991):
Langjährige Ergebnisse von zwei Wiedereinbürgerungen des Laubfrosches mit Vorschlägen zum Artenschutz.- Natur und Landschaft 66: 335-339.

DEMPSTER, J.P. (1963):
The population dynamics of grasshoppers and locusts.- Biological Review 38: 490-429.

DETZEL, P. (1988):
Zur Biologie und Verbreitung der Wanstschrecke (*Polysarcus denticauda*).- Veröffentlichungen Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg, 63: 259-270.

GOTTSCHALK, E. (1996):
Population vulnerability of the Grey Bush Cricket *Platycleis albopunctata* (Goeze, 1778) (Ensifera: Tettigoniidae).- In: SETTELE, J.; C. MARGUELES; P. POSCHLOD & K. HENLE (1996): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 230-236.

HOVESTADT, T.; J. ROESER. & M. MÜHLENBERG (1991):
Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.- Berichte aus der Ökologischen Forschung 1, Forschungszentrum Jülich.

KOKKO, H.; J. LINDSTRÖM & E. RANTA (1997):
Risk analysis of hunting of seal populations in the Baltic.- Conservation Biology 11: 917-927.

LANDKREIS OSNABRÜCK (1995):
Das Kompensationsmodell.- Osnabrück: 22 S.

MENGES, E. S. (1990):
Population viability analysis for an endangered plant.- Conservation Biology 4: 52-62.

MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1992):
Das Zielartenkonzept.- NNA-Berichte 5(1): 36-41.

MÜHLENBERG, M., HOVESTADT, T. & J. ROESER, (1991):
Are there minimal areas for conservation?- In: SEITZ, A. & V. LOESCHKE: Species conservation: a population-biological approach. Birkhäuser, Basel.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

MURPHY, D. D.; K.E. FREAS & S.B. WEISS (1990):
An environmental metapopulation approach to population viability analysis for a threatened invertebrate.- Conservation Biology 4: 41-51.

RATNER, S.; R. LANDE & B.B. ROPER (1997):
Population viability analysis of Spring Chinook Salmon in the South Umpqua River, Oregon.- Conservation Biology 11: 879-889.

RECK, H.; J. RIETZE & G. HERMANN (1993):
Bioökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Teil Wirbellose Tierarten.- Jahresbericht 1992 im Auftrag der Schweizerischen Vogelwarte Sempach. Filderstadt.

REH, W. & A. SEITZ (1988):
Einfluß der Landnutzung auf die genetische Struktur von Grasfroschpopulationen (Amphibia, *Rana temporaria*) in der Saarpfälzischen Moorniederung.- Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft 81: 325-326.

REICHEL, D. (1987):
Veränderungen im Bestand des Laubfrosches (*Hyla arborea*) in Oberfranken.- Bericht der ANL 11: 91-94.

ROTHHAUPT, G. (1994):
Die Situation der Wanstschrecke (*Polysarcus denticauda*) in Bayern und Thüringen.- Articulata 9: 79-87.

——— (1997):
Populationsgefährdungsanalyse am Raubwürger (*Lanius excubitor* L.).- Cuvillier Verlag, Göttingen: 150 S.

RUGGIERO, L.F.; HAYWARD, G. D. & J. R. SQUIRES (1994):
Viability analysis in biological evaluations: Concepts of population viability analysis, biological population, and ecological scale.- Conservation Biology 8: 364-372.

SCHLUMBRECHT, H. (1994):
Weitere Nachweise der Wanstschrecke (*Polysarcus denticauda*) in Südthüringen.- Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 31: 51-52.

SCHMID, B. (1992):
Zur Situation der Amphibien im westlichen Teil des Landkreises Forchheim.- Bericht zu den Ergebnissen einer Kartierung. Unveröff. Bericht im Auftrag der Kreisgruppe Forchheim des Bund Naturschutz in Bayern e.V.: 46 S.

SHAFFER, M (1987):
Minimum viable populations: Coping with uncertainty.- In: SOULÉ, M. E.: Viable populations for conservation.- Cambridge University Press, Cambridge: 69-86.

——— (1993):
Determining minimum viable population sizes for the grizzly bear.- International Conference on Bear Research and Management 5: 133-139.

TESTER, U. (1990):
Artenschützerisch relevante Aspekte zur Ökologie des Laubfrosches (*Hyla arborea* L.).- Dissertation, Basel: 291 S.

VOGEL, B. (1998):
Habitatqualität oder Landschaftsdynamik - Was bestimmt das Überleben der Heidelerche (*Lullula arborea*)?- Cuvillier Verlag, Göttingen, 136 S.

VOGEL, K. (1998):
Sonne, Ziest und Flockenblumen: Was braucht eine überlebensfähige Population des Roten Scheckenfalters (*Melitaea didyma*)?- Cuvillier Verlag, Göttingen: 134 S.

VOGEL, K.; B. VOGEL; G. ROTHHAUPT & E. GOTTSCHALK (1996):
Einsatz von Zielarten im Naturschutz - Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in die Praxis.- Naturschutz und Landschaftsplanung 28: 179-184.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Burkhard Vogel
Universität Göttingen
Zentrum für Naturschutz
Von-Siebold-Str. 2
D-37075 Göttingen
e-mail: bvogel1@gwdg.de

Dr. Gerhard Rothhaupt
Fa. Ökonzept
Rosdorfer Weg 7
D-37073 Göttingen

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge (LSB)

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: 8_1998

Autor(en)/Author(s): Vogel Burkhard, Rothhaupt Gerhard

Artikel/Article: Schnellprognose der Überlebensaussichten von Zielarten 109-119