

**PFLEGEMASSNAHMEN IM NATIONALPARK:
BEWEIDUNG UND IHRE ALTERNATIVEN**

Endbericht

Georg RAUER und Bernhard KOHLER

Zusammenschau

Pflegemaßnahmen im Nationalpark: Beweidung und ihre Alternativen.

1. Ausgangssituation

Mit der Schaffung des Nationalparks Neusiedler See/Seewinkel wurde eine Reihe von bestehenden Naturschutzgebieten der Region in den Rang von Bewahrungszonen erhoben, wobei auch angrenzende, naturnah bewirtschaftete Flächen (meist Wiesen, die bislang ungeschützt waren) mit einbezogen wurden. Bewahrungszonen dienen laut Nationalparkgesetz der Erhaltung einer "...charakteristischen Tier- und Pflanzenwelt, einschließlich ihrer Lebensräume...". Bei den Gebieten der Bewahrungszone handelt es sich durchwegs um Relikte der traditionellen Kulturlandschaft des Seewinkels, die in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts großflächig vernichtet worden ist. Diese Restflächen konnten sich aus verschiedenen Gründen halten. In einigen Fällen kam die Erklärung zum Naturschutzgebiet der völligen Zerstörung zuvor, in anderen waren es die geringen Aussichten auf den Erfolg von Meliorationsmaßnahmen, die den Fortbestand ermöglichten. Sowohl die Unterschutzstellung, als auch das Unterbleiben oder Scheitern von Intensivierungsversuchen gingen mit einer Abkehr von der bisherigen Nutzungsweise einher. Das gilt vor allem für jene Gebiete, die bis in die Sechziger Jahre unseres Jahrhunderts Bestandteil von Weideflächen waren. Mit dem Zusammenbruch der traditionellen Weidewirtschaft wurden die ackerfähigen Teile der dörflichen Hutweiden aufgeteilt, der Rest als Ödland ausgeschieden und sich selbst, beziehungsweise dem Naturschutz überlassen. Lediglich in einem Teil der bisherigen Mähwiesengebiete wurde die Heugewinnung in mehr oder weniger extensiver Form fortgesetzt. Eine weitere Ausnahme stellen die Hutweiden rings um die Lange Lacke dar, die vom WWF von 1965 bis 1985 gepachtet wurden, um sie vor der Umwandlung in Ackerland zu bewahren; auf diesen weiträumigen Flächen ist auch die Beweidungstradition niemals völlig abgerissen. Nach der Nutzungseinstellung kam es auf den Restflächen der alten Kulturlandschaft zu mehr oder weniger auffälligen Veränderungen: rapide Ausbreitung von Röhrichten an den Lakenufern, Verschilfung von Feuchtwiesen, Verbuschung von Trockenrasen, sowie rasche Verlandung ganzer Laken. Selbst auf extremen Salzstandorten wurde ein Höher-, Dichter- und Üppigerwerden der Vegetation konstatiert (RAUER & KOHLER 1990). Dies dürfte freilich nicht allein eine Folge fehlender Mahd oder Beweidung gewesen sein. Die Ausweitung der intensiv bewirtschafteten Flächen hatte zu einer immer engeren Verzahnung mit den naturnahen Relikten geführt, die dementsprechend massivem Nährstoffeintrag ausgesetzt waren. Weiters wurde mit der Anlage von Entwässerungskanälen auch der Wasserhaushalt einstiger Weidegebiete beeinflusst; vielerorts dürften die Gräben sogar zur langsamen Aussüßung von Sodaböden und -lacken geführt haben. Vergleichsweise punktuell wirkten demgegenüber die "neuen" Nutzungsformen der ehemaligen Weidegebiete, wie jagdlich

motivierte Aufforstungen, die Anlage von Schilf-, Stroh- und Stallmistlagerplätzen, Mülldeponien etc.. Die Abkehr von der jahrhundertealten Wirtschaftsform Beweidung (und dem damit verbundenen Flächenbedarf) löste eine Lawine von Folgeentwicklungen aus, die im einzelnen noch nicht einmal quantifiziert sind.

Parallel zu den beschriebenen Veränderungen gingen die Bestände vieler charakteristischer Vogelarten des Gebiets zurück, bis hin zum Erlöschen lokaler Populationen. Betroffen waren vor allem Arten extrem offener und vegetationsarmer Standorte, sodaß schon relativ früh ein Zusammenhang zwischen beiden Entwicklungen vermutet wurde (FESTETICS & LEISLER 1970, FESTETICS 1970). Ein strenger Beweis für den Zusammenhang wurde zwar nicht erbracht, zahlreiche Indizien und die Erfahrungen aus anderen Gebieten sprachen jedoch für die Richtigkeit der Vermutung.

Vor allem von ornithologischer Seite wurde deshalb auf Versuche zum Schutzgebietsmanagement gedrängt. Ab 1987 begann am Illmitzer Zicksee ein großangelegter Weideversuch, dessen Begründung, Rahmenbedingungen und erste Auswirkungen in der Begleitstudie von RAUER & KOHLER (1990) dokumentiert sind, wobei vogelkundliche Aspekte im Vordergrund stehen.

In dieser Studie wurde unter anderem gezeigt, daß über den im Seewinkel üblichen Hutweidebetrieb noch viel zu wenig bekannt ist, um ihn ohne weiteres als Managementinstrument im Dienste des Naturschutzes einsetzen zu können. Zwar gibt es über Beweidung zu Managementzwecken eine umfangreiche Literatur aus Nordwesteuropa, sie bezieht sich aber durchwegs auf den Standweidebetrieb unter ganz anderen Vegetations- und Klimaverhältnissen.

Es lag daher nahe, im Rahmen jener Forschungsprojekte, die zur Vorbereitung des Nationalparks initiiert wurden, auch den Hutweidebetrieb (und mögliche Alternativen) aus der Sicht verschiedener Fachrichtungen zu untersuchen.

In einer **vegetationsökologischen** Untersuchung sollte geklärt werden

- ob durch Fraß, Tritt und Rinderdung seltene und gebietstypische Pflanzenarten, Pflanzenpopulationen und -gesellschaften geschädigt oder sogar verdrängt werden,
- durch welche Art und Intensität des Biotopmanagements (Beweidung, Mahd) konkurrenzkräftige Arten wie das Schilf gesteuert werden können,

- ob aus den Beobachtungen allgemeine Hinweise für ein Beweidungskonzept im Nationalpark gewonnen werden können (v.a. hinsichtlich Zeitpunkt, Bestoßungszahl und Flächenauswahl).

Eine **entomologische** Arbeitsgruppe sollte die Wirkung von Beweidung und Mahd auf die Arthropodenfauna der Feucht- und Trockenwiesen im Seewinkel untersuchen, bzw, die Folgen des Unterbleibens solcher Eingriffe abschätzen.. Für Grasland unter den verschiedenen Managementbedingungen wurde folgenden Fragen nachgegangen:

- Wie sieht die Artenzusammensetzung im Sinne einer qualitativen Analyse auf den jeweiligen Wiesen aus? Inwieweit treten Arten auf, die auf der Roten Liste stehen?

- Wie sind die vorgefundenen Arten hinsichtlich ihrer Halo-Hygro- oder Xerothermophilie, bzw. ihrer geographischen Verbreitung zu charakterisieren?

- Wie artenreich sind die untersuchten Graslandtypen bezüglich ausgewählter Familien? Wie stark ist der Ausbildungsgrad der Diversität auf den Wiesen?

- Wie ähnlich sind sich jeweils zwei Wiesen hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnisse?

Eine eigene Untersuchung war der Geschichte und Zusammensetzung der Dungfauna des Seewinkels gewidmet. Dabei ging es um einen Vergleich der in Illmitz nach Wiedereinführung der Beweidung an Rinderdung gefundenen Arthropodenfauna mit entsprechenden Faunenlisten, die noch zu Zeiten eines großflächig intakten Weidebetriebs erstellt worden sind. Der Untersuchungsschwerpunkt lag bei den koprophagen Coleopteren und der Veränderung ihrer Artenzahl.

Die **ornithologische** Arbeitsgruppe versuchte schließlich, die Zusammenhänge zwischen Habitatnutzung, Fortpflanzungserfolg, Vegetations- und Landschaftsstruktur bei ausgewählten Wiesenlimikolen zu klären, und die durch den Weidebetrieb verursachten Gelegeverluste zu quantifizieren.

2. Bewertung der Ergebnisse

In diesem Abschnitt wird keine detaillierte Zusammenfassung der Ergebnisse präsentiert - dazu sei auf die einzelnen Studien verwiesen. Es geht vielmehr darum, Gemeinsamkeiten in den Schlußfolgerungen der drei Fachdisziplinen aufzuzeigen und eine interdisziplinäre Bewertung des Hutweidebetriebs als Managementinstrument zu versuchen.

Die botanischen und entomologischen Untersuchungen haben gezeigt, daß die Beweidung Arten und Gesellschaften fördert, die als höchst gefährdet anzusehen sind und die als "typisch" für den Seewinkel gelten. Das sind einerseits Arten extremer Standorte (Offenheit, Salzgehalt, Xerothermie) - häufig mit besonderer geographischer Verbreitung - und andererseits Arten bzw. Artenkombinationen, die für einen speziellen Kulturlandschaftstyp - kennzeichnend sind, der im Seewinkel durch Jahrhunderte großflächig bestanden hat und der heute beinahe verschwunden ist. Die Untersuchung der Dungfauna führt drastisch vor Augen, zu welchen Verlusten an biologischer Vielfalt die Vernichtung dieses Kulturlandschaftstyps bereits geführt hat.

Nach USHER (1986) sind sowohl Arten- und Lebensraumdiversität, als auch Seltenheit und "typicalness" gebräuchliche Kriterien bei der Formulierung von Zielvorstellungen im Naturschutz. Das Kriterium der Diversität kann durchaus zur Förderung extremer und artenarmer Lebensräume auf lokaler Ebene veranlassen, wenn damit die Gesamtdiversität eines größeren Raumes erhöht wird.

Die botanischen Untersuchungen haben weiters ergeben, daß im Untersuchungszeitraum keine Gefährdung empfindlicher oder seltener Arten durch die Beweidung am Illmitzer Zicksee zu beobachten war, und daß es zu keiner nachhaltigen Schädigung der natürlichen Schlußgesellschaften an Lackenrändern und Salzstellen kam. Die ornithologische Arbeitsgruppe kam analog zu dem Schluß, daß beim derzeitigen System der Beweidung (mit seinen befristeten Gebietssperren und limitierten Viehdichten) sensible Indikatorarten nicht durch weidebedingte Gelegeverluste in ihrem Fortpflanzungserfolg beeinträchtigt werden. Aus botanischer Sicht führen die Gebietssperren derzeit sogar zu einer Unterbeweidung weiter Teile des Gebiets. Die entomologische Arbeitsgruppe äußert sich nicht zur Gefährdung von Arten durch Managementeingriffe, betont aber, daß sie eine Abstufung der Eingriffsintensität für wichtig hält. Eine räumliche und zeitliche Abstufung ist durch das System der vorübergehenden Gebietssperren gegeben.

Die vegetationsökologischen Untersuchungen lassen erkennen, daß eine Regulierung konkurrenzstarker Arten, wie des Schilfrohrs, durch extensive Beweidung möglich ist. Die

aus Vogelschutzgründen wünschenswerte Verringerung der strukturellen Dominanz von Phragmites ist mit Beweidung rasch zu erzielen, wenn auch nicht immer mit geographischer Präzision. Dazu scheint die Mahd von Schilfbeständen geeigneter. Alle drei Arbeitsgruppen dokumentieren in ihren Studien die komplexe und differenzierte Wirkung der extensiven Beweidung auf die Vegetationsstruktur.

Dem gesetzlichen Auftrag an die Nationalparkverwaltung, in den Bewahrungszonen den „Schutz der charakteristischen Tier- und Pflanzenwelt... nach Maßgabe eines Managementplanes zu gewährleisten.“ (§ 7, Absatz 3 des Nationalparkgesetzes) wird im Fall von Gebieten, die als Reste einstiger Weiden anzusehen sind, angesichts der zitierten Ergebnisse wohl am besten mit der Förderung kontrollierter Beweidung entsprochen.

Das von der botanischen Arbeitsgruppe für den Zickseebereich formulierte Leitbild einer **"durch extensive Beweidung aller Vegetationstypen geprägten traditionellen Kulturlandschaft"** sollte daher als Grundlage und allgemeingültige Entwicklungsrichtlinie für das Gebiet übernommen werden.

Die Ergebnisse der ornithologischen Arbeitsgruppe machen deutlich, daß es bei der Umsetzung dieses Leitbilds nicht nur um die unmittelbaren Wirkungen der Beweidung geht (etwa um die Veränderung der Vegetationsstruktur, die Trittwirkung etc.). Vielmehr müssen auch bislang wenig beachtete Faktoren berücksichtigt werden, wie die Weiträumigkeit, Offenheit und Baumarmut der traditionellen Weidelandschaft, denen offenbar eine entscheidende Rolle für manche Charakterarten zukommt.

Die Wiederbelebung des traditionellen Weidesystems muß auch von einer großzügigen Wiederherstellung der dazugehörigen Landschaft begleitet sein, wenn es sich nicht um eine bloß "kosmetische" und fremdenverkehrswirksame Maßnahme handeln soll.

Eine in diesem Zusammenhang wesentliche Forderung wird von allen Arbeitsgruppen fast gleichlautend erhoben: die Wiederherstellung von ausgedehnten, trockenen Hutweideflächen durch Stilllegung von Weingärten und Ackerflächen im Umkreis der derzeitigen Weidegebiete.

3. Empfehlungen

Auch in diesem Abschnitt sollen nicht die zum Teil detaillierten Vorschläge und Empfehlungen der einzelnen Arbeitsgruppen wiedergegeben werden. Unter ausdrücklichem Verweis auf die entsprechenden Kapitel der vier Studien werden hier nur allgemeine Emp-

fehlungen für die weitere Vorgangsweise ausgesprochen.

- Weiterführung des Beweidungsversuches am Illmitzer Zicksee und Kirchsee.
- Schaffung der Grundlagen für die Verwirklichung des oben skizzierten Leitbilds im Bereich von Illmitzer Zicksee und Kirchsee. Dazu gehören umfangreiche Flächenstillegungen, die Schließung von Entwässerungsgräben, Rodungs- und Schilfentfernungsaktionen (Details in den Empfehlungen der ornithologischen Arbeitsgruppe).
- Nach erfolgter Arrondierung des Gebiets und weitestgehender Wiederherstellung einer Landschaftsstruktur, die dem Leitbild entspricht, Ausarbeitung eines parzellenscharfen Managementplanes.
- Neuordnung des Weidebetriebs (Koppelstandorte, Gebietssperren, Herdenführung) in Anpassung an den jeweiligen Stand der Leitbildumsetzung und unter Berücksichtigung der Ergebnisse des laufenden Monitorings.
- Fortsetzung begonnener, und Entwicklung zusätzlicher Monitoringprogramme
- Vegetationskartierung im gesamten Nationalparkgebiet auf Gesellschafts- und Gesellschaftskomplexniveau, zwecks Erstellung einer Flächenbilanz als Voraussetzung für die Eingriffsplanung.

Literatur:

FESTETICS, A. (1970): Einfluß der Beweidung auf Lebensraum und Tierwelt am Neusiedler See. Zool. Anz. 184, 1-17

FESTETICS, A. & B. LEISLER (1970): Ökologische Probleme der Vögel des Neusiedler See-Gebietes, besonders des World-Wildlife-Fund Reservates Seewinkel. Wiss. Arbeiten Bgld. 44, 301-386.

RAUER & KOHLER (1990): Schutzgebietspflege durch Beweidung. wiss. arbeiten aus dem burgenland, Sonderband 82, 221-278.

USHER, M.B. (ed.) (1986): Wildlife Conservation Evaluation. Chapman and Hall, London.

AGN-Forschungsprojekt
"Pflegetmaßnahmen im Nationalpark: Beweidung und ihre
Alternativen", Ornithologischer Teil.

Populationsbiologische Untersuchungen zum Wiesenvogel-
Management im Seewinkel

von

Georg Rauer und Bernhard Kohler

1993

1. Einleitung

Die Bedeutung des Seewinkels für den Naturschutz beruht nicht zuletzt auf dem extensiv bewirtschafteten Wiesen- und Weideland, das hier im Gegensatz zum übrigen Ostösterreich als Rest der einstigen Kulturlandschaft in ansehnlicher Ausdehnung erhalten geblieben ist. Ein Großteil dieser Flächen gehört neuerdings zur Bewahrungszone des Nationalparks Neusiedlersee/Seewinkel, woraus sich die Möglichkeit und Verpflichtung ergibt, ihr weiteres Management den Zielsetzungen des Naturschutzes anzupassen. Dazu gehören sowohl die Festlegung auf Bewirtschaftungsformen und deren Intensität, als auch die Rücknahme von früher erfolgten Eingriffen (Entwässerung, Kulturumwandlung etc.). Wiesenlimikolen gelten als sensible Indikatoren für Bewirtschaftungsintensität und Landschaftsstruktur im Feuchtwiesenbereich (BEINTEMA 1992, STROUD et al. 1990); sie sind außerdem selbst Ziele des Artenschutzes.

Zum Themenkreis Wiesenvögel-Bewirtschaftung-Naturschutz gibt es mittlerweile eine umfangreiche Literatur aus NW-Europa (VERSTRAEL 1987); auch für unser Gebiet liegt dazu eine erste Studie vor (RAUER & KOHLER 1990), in der wir unter anderem zeigen konnten, daß bei dem im Seewinkel üblichen Hutweidebetrieb schon geringe Rinderdichten ausreichen, um eine für Wiesenvögel attraktive Vegetationsstruktur zu schaffen und zu erhalten. Es mußte allerdings offen bleiben, ob auf diesem Weg auch die Produktivität der Wiesenvogelbestände gesichert werden kann. Es gibt Autoren, die auf dem Standpunkt stehen, daß bewirtschaftetes Grasland für Wiesenvögel eine gefährliche "ökologische Falle" darstellt, in die der Naturschutz nicht weiter investieren sollte (WITT 1986).

Um sicherzugehen, daß die aufwendige Wiederbelebung des extensiven Weidebetriebs im Seewinkel nicht kontraproduktiv ist, beschlossen wir, die populationsbiologischen Folgen der Managementmaßnahmen in den Mittelpunkt einer Untersuchung zu stellen. Kontrollen der Bestandsentwicklung alleine reichen nämlich zur Beurteilung der Eingriffe nicht aus: BEINTEMA (1986) konnte durch Modellrechnungen zeigen, daß die eingriffsbedingte Schaffung von ökologischen Fallen sogar zu Bestandsanstiegen führen kann, solange anderswo Populationsüberschüsse produziert werden. Die Aufmerksamkeit sollte deshalb eher auf die Produktivität untersuchter Wiesenvogelpopulationen gerichtet sein, und auf deren Veränderung infolge von Managementmaßnahmen.

Die Untersuchung des Fortpflanzungserfolges bei Wiesenlimikolen ist methodisch aufwendig, was zur Einschränkung auf eine oder zwei Arten zwingt. Wir haben uns für den Rotschenkel (*Tringa totanus*) entschieden, weil er im Untersuchungsgebiet häufig vorkommt, als sogenannte "kritische" (das heißt auf Verringerung ihres Fortpflanzungserfolges besonders empfindlich reagierende) Art bekannt ist (BEINTEMA 1986), und weil es zu seiner Populationsbiologie gutes Vergleichsmaterial gibt, das eine Einordnung unserer Ergebnisse erleichtern sollte (GROSSKOPF 1958,

1959 und 1970, STIEFEL & SCHEUFLER 1984, NETHERSOLE-THOMPSON & NETHERSOLE-THOMPSON 1986, THOMPSON et al. 1988, THOMPSON & HALE 1989, 1991 und 1993, ZHMUD 1992). Eine weitere Wiesenlimikolenart, der Kiebitz (*Vanellus vanellus*) wurde wegen ihrer engen Verbindung zum Rotschenkel in die Untersuchung mit einbezogen und gewann in deren Verlauf unerwartet große Bedeutung.

Danksagung: Die Biologische Station Neusiedlersee unterstütze unsere Arbeit in vielfältiger Weise: ihr Leiter Univ.-Doz. Dr. A. HERZIG gewährte uns Unterkunft und ermöglichte uns die Benutzung verschiedener Einrichtungen der Station, Dr. A. GRÜLL förderte diese Studie durch anregende Diskussionsbeiträge, Dr. J. KÖLLNER und Dr. E. WEBER standen uns in botanischen Fragen bei und Ing. F. RAUCHWARTER half uns bei der Erstellung der Grafiken; ihnen allen ein großes Dankeschön. Den Betreibern und Durchführenden des Beweidungsprojektes Illmitz - dem Verein für Vogel- und Landschaftsschutz, insbesondere seinem Koordinator für das Beweidungsprojekt J. LOOS, dem Besitzer der Rinderherde F. RENZ und dem Hirten J. SCHMIDT - danken wir für die gute Zusammenarbeit. Dr. H. HOI, Institut für Vergleichende Verhaltensforschung der ÖAW, sind wir für die Berechnung der Diskriminanzanalyse zu großem Dank verpflichtet, bei Dr. R. PARZ-GOLLNER haben wir uns für die Überlassung einer Abbildung zu bedanken. Unsere Assistenten bei der Feldarbeit, Dr. K. SCHMIDT und Dr. W. KÖPPL halfen uns immens durch ihre Einsatzfreude und Ausdauer bei der Erhebung der Daten, wofür wir ihnen auf das herzlichste danken.

2. Material und Methode

Die Abb.1 zeigt die Lage unserer Probeflächen im Gemeindegebiet von Illmitz. Hinzu kommt noch eine weitere, in der Karte nicht berücksichtigte Probefläche auf Apetloner Gemeindegebiet im Schandlesgrund, nordöstlich der Wörtenlacken. Das 65 ha große Gebiet am Illmitzer Zicksee gehört zu den Weideflächen, die seit 1987 allsommerlich mit einer Herde Aberdeen Angus Rinder bestoßen werden; im Mai/Juni hält sich die Herde allerdings nur in dem 37 ha großen Teilbereich auf, der in Abb.1 gekreuzt schraffiert dargestellt ist. Ebenfalls beweidet wird das 7.5 ha große Areal im Schandlesgrund, doch mit weit geringerer Intensität (genaue Informationen fehlen hier). Die nur im ersten Jahr bearbeitete Probefläche südöstlich des Unterstinkers (Kleingstetten; 2.9 ha) wird jährlich gemäht, die Fläche südlich des Unterstinkers bei der Lacke Nr. 54 (6.2 ha) dagegen nur gelegentlich, zuletzt im Herbst 1987, während im Seevorgelände (13 ha) nach unserem Wissen kein Eingriff in die Vegetation erfolgt.

Die Wasserstandsverhältnisse auf den untersuchten Flächen waren in den 3 Jahren sehr unterschiedlich und können durch die

Pegelstände der angrenzenden Gewässer charakterisiert werden (Tab.1). Die ersten beiden Jahre zeichneten sich durch ungewöhnliche Trockenheit aus, der Illmitzer Zicksee führte nur stellenweise Wasser und auf den Probeflächen fanden sich nur wenige überschwemmte Bereiche. 1992 war dagegen ein überdurchschnittlich feuchtes Jahr, so daß zu Beginn der Brutzeit große Teile der Untersuchungsgebiete unter Wasser standen.

Auf den Probeflächen versuchten wir zwischen Anfang April und Mitte Juni die Nester von Rotschenkel und Kiebitz möglichst vollständig zu erfassen. Die Nestersuche erfolgte überwiegend durch Beobachtung brutverdächtiger Vögel, oft nach gezieltem Setzen einer Störung; daneben kamen auch andere Techniken zum Einsatz, z.B. die systematische Suche mit Schleppeil in höherer Vegetation. Auf insgesamt 95 ha Probefläche fanden wir in den 3 Untersuchungsjahren 37, 43 und 127 Rotschenkelnester und 42, 61 und 105 Kiebitznester. Die genaue Lage jedes gefundenen Nestes wurde anhand von Geländemarken festgehalten und später in Karten eingetragen. Das ungefähre Alter der Gelege bestimmten wir mit Hilfe der "Wassertestmethode" (PAASSEN et al. 1984). Das Schicksal der Nester wurde für die Dauer ihres Bestehens durch möglichst schonende Kontrollen verfolgt; verschwand ein Gelege, so wurde der Neststandort aufgesucht und durch minutiöse Spurensicherung versucht, die Ursache des Verschwindens zu bestimmen.

Rotschenkeleier wurden gewogen und vermessen; an den Rotschenkelnestern führten wir eine Reihe von Messungen durch:

- Vegetationshöhe am Nest und an sechs radial um das Nest angeordneten Probepunkten (je drei in 2 und in 6 m Abstand vom Nest)
- Vegetationsdichte an den Probepunkten in 10 cm Höhenstufen, als prozentuelle Verdeckung einer weißen Tafel (90 x 60 cm) durch einen 20 cm breiten Vegetationsstreifen
- Schilfdichte als Zahl der Schilfhalm in diesem Streifen vor der Tafel
- Anteil offenen Bodens bei den Probepunkten in Prozent der Tafelunterkante
- Bodenfeuchte an den Probestellen, in vier Kategorien (trocken, feucht, naß und überschwemmt)
- Anteil krautiger Pflanzen in der Vegetation an den Probestellen (Kategorien 0 / + / ++ / +++)

Weiters notierten wir die Pflanzengesellschaft der Nestumgebung, die Einsehbarkeit der Nestmulde (2 Kategorien: offen / geschlossen), ob das Nest in eine Bülte bzw. einen Horst plaziert, und ob ein "Zelt" ausgebildet war. Aus den Karten ermittelten wir ferner die Distanzen zum nächsten Kiebitznest, zur nächsten überschwemmten Fläche, zum nächsten Schilfbestand, Baum oder Hochstand, Weingarten bzw. Acker, Weg oder Straße.

Nur im ersten Untersuchungsjahr fingen wir brütende Rotschenkel mit einer etwas modifizierten Prielfalle auf dem Nest. Die

Fänglinge wurden gewogen, vermessen und beringt, wobei nebst einem Metallring der Vogelwarte Radolfszell auch eine Farbkombination zur individuellen Kennzeichnung verwendet wurde (max. 2 farbige Celluloseringe über dem linken Intertarsalgelenk).

3. Ergebnisse

3.1.1. Phänologie des Brutgeschehens

Die Kenntnis der Phänologie des Brutgeschehens ist eine der Voraussetzungen für die Gestaltung eines wiesenbrüterverträglichen Weidebetriebs (befristete Gebietssperren, Austriebstermin etc.). Da wir im Rahmen der Bruterfolgskontrollen auch eine Altersbestimmung der Gelege mit Hilfe der Wassertestmethode (PAASSEN et al. 1984) vornahmen, können wir ein recht genaues Bild des jahreszeitlichen Ablaufs zeichnen (Abb.2). Zur näheren Charakterisierung der einzelnen Brutsaisons dient die Dauer der Hauptlegezeit, die nach VÄISÄNEN (1977) die kürzeste Zeitspanne ist, in der 80% der Gelege begonnen werden (Tab.2)

Unterschiede sind sowohl zwischen den Arten, als auch zwischen den Jahren deutlich. Beim Kiebitz werden Gelege zwischen der 16. und 31. Pentade, also von März bis Juni gezeitigt. Das früheste Legedatum war der 17.03.90, das späteste der 3.06.92. 50 % der Legebeginne fallen in die letzten zwei Märzpentaden. Dieses "explosionsartige" Einsetzen war besonders 1991 und 1992 deutlich, während im ersten Untersuchungsjahr der Gipfel nicht nur später erreicht wurde, sondern auch weniger ausgeprägt war. Während 1991 und 1992 der Median der Legebeginne etwa auf den gleichen Zeitraum fällt (28. bzw. 30.03.), liegt jener von 1990 mit 09.04. schon deutlich später. Die frühen Legebeginne waren 1990 über einen längeren Zeitraum verteilt, was aber nicht dazu geführt hat, daß dieses Jahr auch die längste Dauer der Hauptlegeperiode zu verzeichnen hatte. Sie wurde vielmehr 1992 mit 55 Tagen erreicht; die Hauptlegeperiode 1991 erscheint demgegenüber mit nur 30 Tagen sehr kurz. Ein deutlicher, zweiter Gipfel bei den Bruteinsätzen ist aus Abb.2 nicht wirklich abzulesen. Nachgelege lassen sich somit also nicht sauber von späten Erstgelegen trennen.

Der Rotschenkel brütet insgesamt deutlich später als der Kiebitz. Er zeitigt Gelege zwischen der 18. und 31. Pentade; das früheste wurde im Untersuchungszeitraum auf den 22.03.92, das späteste auf den 03.06.92 datiert. Für die beiden ersten Jahre ist ein deutlicher Gipfel der Legebeginne zu Anfang der Brutsaison erkennbar, 1992 waren die Bruteinsätze dagegen ziemlich gleichmäßig über die Saison verteilt. Trotzdem fiel der Median der Legebeginne 1990 und 1992 auf den gleichen Tag, den 26.04., während er 1991 mit dem 20.04. etwas früher lag. Die Dauer der

Hauptlegeperiode war wie beim Kiebitz 1992 mit 55 Tagen am längsten; 1990 betrug sie nur 30, und 1991 35 Tage. Auch beim Rotschenkel ist kein eigener, ausgeprägter Nachgelegegipfel zu erkennen; die kurze Hauptlegeperiode 1990 könnte durch das trockenheitsbedingte Ausbleiben von Nachbruten zustande gekommen sein. Umgekehrt fällt die lange Dauer der Legezeit 1992 mit günstigeren Wasserstandsverhältnissen zusammen. Diese sind mit einem besseren Nahrungsangebot gekoppelt und damit die Voraussetzung für eine Nachgelegeproduktion.

3.1.2. Phänologie und Weidebeginn

Der Weidebeginn fällt derzeit auf den 1. Mai und daher mitten in die Hauptlegeperiode des Rotschenkels. Bei einer durchschnittlichen Brutdauer von 23.8 Tagen (Schwankungsbereich 22-29 Tage, GLUTZ et al. 1977) hätten nur die frühesten Gelege eine Chance gehabt, vor dem Beginn der Beweidung zu schlüpfen. Die summierte Dauer des Bestehens der 152 Rotschenkelgelege, deren Legebeginn wir datieren konnten, beträgt 2798.5 Tage; davon fallen 1586.5 (56.7 %) auf die Zeit nach dem 1. Mai. Der Kiebitz schneidet vergleichsweise besser ab; ein großer Teil seiner Gelege kann vom Legedatum her noch vor dem Austriebstermin schlüpfen. Von den 4863.5 Tagen Expositionsdauer der 188 Nester mit bekanntem Legebeginn liegen 3822.5 (78.6 %) vor dem Weidebeginn. Die in einzelnen Jahren für den Gesamtbruterfolg entscheidenden Nachgelege könnten allerdings vom Austrieb der Rinder stärker betroffen sein.

Eine Vorverlegung des Weidebeginns kommt unter diesen Umständen keinesfalls in Frage, eher schon ein drastischer Aufschub; die bestehenden zeitlichen Gebietssperren (Beginn der Beweidung sensibler Teilbereiche erst ab Anfang Juni) erscheinen durch unsere Ergebnisse gerechtfertigt. Der in einigen Schutzgebietsverordnungen mit 15. bzw. 20. Juni festgelegte frühestmögliche Mähtermin ist angesichts einer rund 30-tägigen Führungszeit sicher nicht zu spät angesetzt. Bei der Gestaltung eines schonenden Weidebetriebs bietet der Austriebstermin allerdings nur eingeschränkte Möglichkeiten, da neben den Wiesenlimikolen auch andere, wesentlich später brütende Arten zu berücksichtigen sind und die sommerliche Unterbrechung der Vegetationsperiode weidetechnische Grenzen setzt (RAUER & KOHLER 1990).

3.2. Siedlungsdichte

Als Schätzwert für die Siedlungsdichte nahmen wir die maximale Anzahl gleichzeitig beobachteter Nester einer Untersuchungsfläche. Dieser Wert liegt wegen übersehener oder nicht datierbarer Nester unter dem realen Dichtewert. Es gibt sowohl jahres- als auch gebietsweise Unterschiede in der Siedlungsdichte (Tab.3). Allerdings erscheint ein Vergleich der Gebiete untereinander wegen der bedeutenden Größenunterschiede

wenig sinnvoll. Die Probeflächen am Zicksee sind beispielsweise allein aufgrund ihrer Ausdehnung weniger homogen als jene an der Lacke 54, die fast nur aus potentiell Wiesenlimikolen-Habitat besteht. Im folgenden wird deshalb auf einen Vergleich der Gebiete verzichtet.

Praktisch unbesiedelt blieb der **Schandlesgrund**, den wir als schwach beweidete und relativ hochwüchsige Probefläche ausgewählt hatten, und die uns aus früheren Jahren als gutes Brutgebiet in Erinnerung war. Allerdings hatten sich mittlerweile die Weidegewohnheiten der Apetloner Rinderherde verändert. Nach dem trockenen Jahr 1990 fand offensichtlich wegen der zunehmenden Verschilfung keine Wiederbesiedlung des Gebiets mehr statt. Trotz der Trockenheit hatte das **Seevorgelände** 1990 eine relativ gute Kiebitz- und Rotschenkeldichte aufzuweisen, was mit der Wasserführung des Sees zusammenhängen dürfte, der seinen Tiefststand erst 1991 erreichte (Tab.1). In diesem Jahr kam es hier nur zu je einer Brut von Kiebitz und Rotschenkel. 1992 erreichte die Rotschenkeldichte im Seevorgelände wiederum in Übereinstimmung mit dem Wasserstand ihren Höchstwert, während der Kiebitz hinter dem Ergebnis des ersten Untersuchungsjahres zurückblieb. Das Siedlungsgeschehen an der Lacke 54 unterlag beträchtlichen Schwankungen. Dieses Gebiet, ein ausgedehnter Bestand von *Puccinellia peisonis* mit eingestreuten Lacken und Zickflächen, wurde zuletzt 1987 gemäht, und war deshalb zu Untersuchungsbeginn recht hochwüchsig. Lediglich am Westrand des Gebietes wurde im Winter 1989/90 eine ca. 2 ha große Fläche abgebrannt; sie war im Frühjahr entsprechend kurzgrasig und der am dichtesten besiedelte Teil der Probefläche. 1991 gab es keinerlei Eingriffe in die Vegetation, das Gebiet blieb bis auf 2 Rotschenkelbruten unbesiedelt. Ab 1992 wurden die Schleusen des benachbarten Unterstinkersees geschlossen, der daraufhin das gesamte Wiesengebiet überflutete und die Vegetation zum Absterben brachte. Erst gegen Ende der Brutzeit fielen Teile der Fläche, meist als Inselchen wieder trocken. Sie boten einen für die Jahreszeit einmalig spärlichen und kurzgrasigen Bewuchs und dürften überaus attraktiv für die untersuchten Arten gewesen sein. Am **Illmitzer Zicksee** gab es in offensichtlichem Zusammenhang mit dem Wasserstand eine deutliche Zunahme der Siedlungsdichten im Untersuchungszeitraum. Mit dieser Zunahme ging auch eine Ausweitung des Anteils besiedelten Gebiets einher. Waren 1990 nur einige Plätze in der Nähe der wenigen Wasserflächen besiedelt, so war 1992 die Verteilung viel gleichmäßiger.

Daß in den untersuchten Gebieten nicht bloß marginale Anteile der lokalen Brutpopulationen leben, geht aus den Karten in Abb.3 und 4 hervor. Der Illmitzer Zicksee beherbergt im mehrjährigen Durchschnitt 10.2 % des Gesamtbestandes an jungführenden Rotschenkeln und 12.0% der führenden Kiebitze (KÖHLER & RAUER 1993).

3.3. Schlüpfertfolg

Als Maß für den Fortpflanzungserfolg soll im folgenden der Schlüpfertfolg der Gelege dienen, da Aussagen über den Gesamtbrüterfolg (d.i.Zahl der flüggen Jungen/Paar) bei unmarkierten Nestflüchterbeständen nicht möglich sind; dies gilt besonders für Arten wie den Rotschenkel, dessen Jungvögel sich im hohen Gras praktisch der Beobachtung entziehen. In unsere Berechnungen des Schlüpfertfolges gehen Nester nicht ein, die ausgeraubt wurden, bevor das Gelege vollständig war. Tatsächlich hatten Nester in der Legephase ein deutlich höheres Verlustrisiko als Vollgelege (s. unten).

Der Schlüpfertfolg wurde einerseits auf klassischem Weg, als Prozentsatz der erfolgreichen Gelege, und andererseits nach der Methode von MAYFIELD berechnet (MAYFIELD 1961 und 1975, Standardfehlerberechnungen nach JOHNSON 1979). Die nach dieser Methode gewonnenen Werte kommen dem tatsächlichen Schlüpfertfolg näher als die Prozentangaben, die einen unvermeidbaren systematischen Beobachtungsfehler einschließen: vom Bearbeiter nicht gefundene Gelege, die logischerweise nicht in die Erfolgsberechnung eingehen, sind mit größerer Wahrscheinlichkeit erfolglose Brutversuche; ihre Außerachtlassung täuscht einen höheren Brüterfolg vor. Bei der MAYFIELD-Methode hingegen wird anhand der Verluste die in jener Zeit auftreten, in der die bekannten Nester unter Beobachtung stehen, die tägliche Überlebenschance des durchschnittlichen Nestes berechnet. Potenziert man den so gewonnenen Wert mit der mittleren Brutdauer, erhält man einen Schätzwert für den Schlüpfertfolg (Details s. MAYFIELD l.c.).

Generell war in allen Untersuchungsjahren der Schlüpfertfolg beim Kiebitz höher als beim Rotschenkel (1990 und 1992 ist der Unterschied auch statistisch signifikant) (Tab.4). Beide Arten hatten 1990 den geringsten Erfolg. Beim Kiebitz nahm der Erfolg von Jahr zu Jahr zu, die Unterschiede sind bei den Prozentangaben nur zwischen 1990 und 1992, bei den Mayfield-Werten auch zwischen 1991 und 1992 signifikant. Beim Rotschenkel war 1991 das beste Jahr, die Unterschiede zwischen 1991 und 1992 sind jedoch statistisch nicht abzusichern.

Nester in der Legephase hatten deutlich geringere Überlebenschancen als Vollgelege (Tab.5). Dies beobachteten auch BEINTEMA & MÜSKENS (1987). Als mögliche Erklärung kämen die weniger intensive Nestbetreuung und das auffälligere Verhalten der Altvögel am Nest in Betracht (zeremonielle Nestablösen etc.); beides könnte zu höherem Räuberdruck auf frische Nester führen.

In der Abb.5 ist die Veränderung der täglichen Überlebenschance der Gelege im Verlauf der Brutperiode dargestellt. Anders als bei BEINTEMA & MÜSKENS (1987) sinkt diese mit fortschreitender Jahreszeit; beim Rotschenkel gibt es allerdings gegen Ende der Brutperiode wieder einen

Anstieg, der freilich nur auf den Daten weniger Nester beruht, beim Kiebitz wird ein gleichmäßig niedriges Niveau erreicht. Als Ursache für die Abnahme käme die allmähliche Entwicklung eines Suchbildes (CROZE 1970) bei den Nesträubern in Frage.

In der Tab.6 sind die Verlustursachen im einzelnen aufgeschlüsselt. Es zeigt sich, daß räuberbedingte Gelegeverluste bei weitem die wichtigste Rolle spielen, während Viehtritt und Überflutung geringe Bedeutung haben. Ein Rotschenkelnest wurde möglicherweise infolge der Fangversuche aufgegeben. Die 2 Kiebitznester, die in Momenten der Unachtsamkeit bei der Suche nach Rotschenkelgelegen zertreten wurden, sind in der Tabelle nicht enthalten. Die Verluste beim Rotschenkel sind im Vergleich zu den Ergebnissen anderer Untersuchungen sehr hoch; auch die prominente Position der Räuber unter den Verlustursachen steht im internationalen Vergleich eher singulär da (Tab.7). Lediglich nach der Einführung des Igels (*Erinaceus europaeus*) auf der Insel Wangerooge traten dort 1966 ähnlich hohe Gelegeverluste wie im Seewinkel auf. Ebenso liegen die in verschiedenen Gebieten der Niederlande festgestellten Überlebenswahrscheinlichkeiten eines Nestes in Bezug auf den Faktor Predation (d.h. die Wahrscheinlichkeit, daß ein Nest bis zum nächsten Tag nicht einem Räuber zum Opfer zu fällt) deutlich über den von uns in den 3 Jahren ermittelten Werten (Niederlande: 0.9793 - 0.9944, BEINTEMA et al. 1982; Seewinkel: 0.9168 - 0.9646)

Bevor wir auf die Verlustursachen näher eingehen, soll schon auf die populationsdynamischen Konsequenzen des geringen Schlüpfserfolges hingewiesen werden: unter der Voraussetzung, daß die in der Literatur genannten Werte auch für unser Gebiet Gültigkeit haben, wäre bei einer jährlichen Sterblichkeit von 25% bei mehrjährigen, und von 55% bei einjährigen Rotschenkeln (BOYD 1962, ZHMUD 1992, THOMPSON & HALE 1993) ein jährlicher Gesamtbruterfolg von 38.67% (das sind 1.48 flügge Jungvögel/Pair) notwendig, um den Bestand stabil zu halten. Dieser Wert konnte mit den beobachteten Schlüpfserfolgen sicher nicht erreicht werden; zumindest im Untersuchungszeitraum blieb die Produktivität des lokalen Rotschenkelbestandes unter dem zur Selbsterhaltung nötigen Niveau.

3.3.1. Eivolumen, Legedatum und Schlüpfserfolg

Eivolumina geben unter Umständen wichtige Hinweise auf die Qualität und die Kondition der Weibchen.

Das mittlere Eivolumen der von uns vermessenen 413 Rotschenkeleier aus 109 Gelegen beträgt $18.53 \pm 0.84 \text{ cm}^3$. Im Verlauf der drei Untersuchungsjahre nahm das mittlere Eivolumen geringfügig zu (1990: $18.39 \pm 0.84 \text{ cm}^3$, 1991: $18.42 \pm 0.74 \text{ cm}^3$, 1992: $18.65 \pm 0.89 \text{ cm}^3$); die Unterschiede sind allerdings statistisch nicht signifikant (Varianzanalyse: $F=1.135$, $p=0.326$).

Setzt man die Eivolumina mit dem Schlüpfertfolg in Beziehung, so zeigt sich, daß erfolgreiche Gelege im Mittel mit $18.71 \pm 0.75 \text{ cm}^3$ ($n=50$) größere Eivolumina aufweisen, als die erfolglosen Gelege ($18.38 \pm 0.89 \text{ cm}^3$, $n=59$; $t=2.0518$, $p=0.040$). Weiters hat auch das Eiablagedatum Einfluß auf den Schlüpfertfolg: Nester, deren Entstehung vor den Median der Legebeginnne fiel, waren eher erfolgreich als solche, die nach diesem Datum angelegt wurden (51.9% Schlüpfertfolg versus 22.7%, $X^2=13.899$, $p=0.0004$). Dasselbe gilt für den Kiebitz (80.7% Schlüpfertfolg versus 51.7%, $X^2=16.416$, $p=0.0002$). Überraschenderweise gab es beim Rotschenkel aber keinen Zusammenhang zwischen dem Legedatum und dem Eivolumen ($r=0.0363$, $p=0.71$).

THOMPSON & HALE (1991) konnten zeigen, daß erfahrene Rotschenkelweibchen größere Eier legen als unerfahrene. Demnach könnten die erfolgreichen Gelege unserer Population in der Mehrzahl erfahrenen Weibchen zugeschrieben werden. Ein Zusammenhang zwischen dem Alter der Brutvögel und ihrem Bruterfolg wurde bei Limikolen schon mehrfach nachgewiesen (ATKINSON & THOMPSON 1987). THOMPSON & HALE (1991) zeigten auch, daß erfahrene Rotschenkel früher als unerfahrene zu brüten beginnen. Zu diesem Bild paßt, daß die früheren Gelege unserer Untersuchung erfolgreicher sind als die späteren; ein nicht erklärbarer Widerspruch besteht allerdings darin, daß wir keinen Zusammenhang zwischen Eivolumen und Legedatum fanden. Die Zunahme der Eivolumina im Verlauf der drei Untersuchungsjahre läßt möglicherweise auf besser werdende Ernährungsbedingungen schließen, die wiederum mit der schrittweisen Normalisierung der Wasserstände zusammenhängen könnten.

3.3.2. Einfluß des Viehtritts auf den Schlüpfertfolg

Im Untersuchungszeitraum waren die Rinderdichten auf den zur Beweidung freigegebenen Flächen trotz der zunehmende Herdengröße und der Veränderung des Flächenangebots infolge der Wasserstandsschwankungen recht ähnlich. Das Muster der befristeten Gebietssperren blieb in den 3 Jahren gleich, wenn auch ihre Auslegung durch den Hirten sich zeitweilig etwas lockerer gestaltete. 1990 war die Ausdehnung der Weideflächen durch Überschwemmungen praktisch nicht eingeschränkt. Die Herdengröße lag bei 60 Stück (diesjährige Kälber nicht gerechnet). 1991 war die Herde auf 90 Stück angewachsen, der späte Wasserstandsanstieg Ende Mai bewirkte keine Verringerung des Flächenangebots, da er keine Verzögerung, sondern eher eine Förderung der Vegetationsentwicklung zur Folge hatte. Außerdem führte der Hirt in diesem Jahr die Herde auf zusätzliche 19.7 ha Weidefläche, die im Beweidungsplan eigentlich nicht vorgesehen waren. 1992 wurde wiederum das ursprüngliche Schema eingehalten, das hier zur Verfügung stehende Areal war aber zu Weidebeginn wegen des Wasserstandsanstiegs auf die Hälfte des Wertes von 1990 geschrumpft. Die Herdengröße mußte deshalb auf 45 Stück gesenkt

werden. Allerdings verbesserte sich das Flächenangebot mit dem Zurückweichen des Wassers zusehends. Insgesamt ergeben sich bei einer maximalen Flächenausdehnung von 66 ha folgende Dichtewerte für die einzelnen Jahre: 1990 1.36 Rinder/ha, 1991 1.38 Rinder/ha, 1992 1.22 Rinder/ha. Diese Dichtewerte änderten sich ab dem 1. Juni durch die Aufhebung der Gebietssperren, was bei der Berechnung der weidebedingten Gelegeverluste mit berücksichtigt werden muß. Den Berechnungen liegen daher für diesen Zeitraum korrigierte Dichtewerte von 0.95 Stück/ha für 1990, 1.08 Stück/ha für 1991 und 0.82 Stück /ha für 1992 zugrunde.

Zur Einschätzung der weidebedingten Gelegeverluste greifen wir auf die Methode von VAN BIEZEN zurück, wie sie in BEINTEMA & MÜSKENS (1987) erläutert wird. Konkret wird dabei die als "V-Wert" bezeichnete, und auf eine Rinderdichte von 1 Stück/ha normierte, tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Nester berechnet.

In Summe waren von 1990-1992 50 Rotschenkelnester durch 379 Tage hindurch dem Risiko ausgesetzt, zertreten zu werden; nur 3 Nester wurden vom Vieh zerstört. Unter Berücksichtigung der verschiedenen Rinderdichten ergibt sich ein mittlerer V-Wert von 0.9937, S.E.=0.00358 für die drei Untersuchungsjahre (die Werte der einzelnen Jahre sind nicht signifikant voneinander verschieden). Beim Kiebitz betrug die Expositionsdauer von 27 Nestern 270,5 Tage, nur 1 Nest wurde zertreten. Der mittlere V-Wert beträgt hier 0.9961, S.E.=0.00340.

Da die Anzahl und Expositionsdauer der echten Kiebitz- und Rotschenkelnester auf den Weideflächen gering war, führten wir am Ende der Brutsaison auch Versuche mit Kunstgelegen durch. Diese bestanden aus je 3 gipsgefüllten Eiern der Japanischen Wachtel (*Coturnix coturnix japonica*), die entweder in eine handgedrehte Nestmuldenimitation, oder häufiger in ein altes Rotschenkel- bzw. Kiebitznest gelegt wurden. Insgesamt setzten wir 127 Kunstnester durch 765,5 Tage der Gefahr aus, zertreten zu werden. Ein Unterschied zu den echten Nestern bestand insofern, als der Hirt über die Lage der Kunstnester informiert und gehalten war, vor allem in deren Bereich zu weiden. Wir wollten damit auch das intensive Betreten eines Koloniestandortes durch die Herde simulieren - eine Situation, die sich leicht bei der Freigabe der zur Brutzeit gesperrten Gebietsteile im Geiseltal hätte ergeben können. Die Geländestruktur hätte dort die Herde bei jedem Besuch zum Überqueren der dichtest besiedelten Zonen gezwungen.

Tatsächlich wurden von den 127 Kunstnestern 42 zertreten, was einem V-Wert von 0.9686, S.E.=0.00476 entspricht.

Vergleicht man unsere Ergebnisse mit den von BEINTEMA & MÜSKENS (1987) in den Niederlanden ermittelten V-Werten verschiedener Standweidesysteme und Weideviehsorten, so zeigt sich, daß die echten Kiebitz- und Rotschenkelnester im Illmitzer

Hutweidebetrieb weniger zu leiden hatten, als die entsprechenden Nester unter der günstigsten Standweideform ($V=0.995$ S.E.= 0.0013 beim Kiebitz und $V=0.973$, S.E.=0.0045 beim Rotschenkel). Der V-Wert für unsere Kunstgelege hingegen entspricht dem V-Wert von Rotschenkelnestern unter den ungünstigsten Bedingungen in den Niederlanden (Tag- und Nachtweide mit Jungvieh, $V=0.964$, S.E.= 0.0045). Dies legt den Schluß nahe, daß der Hutweidebetrieb bei ausreichend großen Flächen, deren Lage und Form keine wiederholten Verdichtungen der Herde erzwingt, als relativ schonend betrachtet werden kann. Sind hingegen Koloniestandorte auf räumliche Engpässe konzentriert (z.B. auf trockene Kuppen und Rücken inmitten tief überschwemmten Geländes), so kann es zu bedeutenden Nestverlusten durch Viehtritt kommen. Die intuitiv verhängten Gebietssperren scheinen dadurch gerechtfertigt. Bemerkenswert ist der Umstand, daß die Kunstgelege in den von uns selbst gedrehten Nestmulden eher vom Vieh zertreten wurden ($V=0.9719$, S.E.=0.00652), als die Gipseier in "Originalnestern" ($V=0.9593$, S.E.=0.00814). Möglicherweise ist dies mit der Nistplatzwahl der Rotschenkel zu erklären: selbst auf intensiv begangenen Triften begegneten wir Rotschenkelgelegen, die vom Viehtritt offensichtlich deswegen verschont blieben, weil das Nest in einer prominenten Bülte angelegt worden war, die vom Vieh einfach umgangen wurde.

3.3.3. Nestverluste durch Räuber

Wie schon erwähnt, waren in unserem Untersuchungsgebiet Verluste von Kiebitz- und Rotschenkelgelegen vor allem auf Räuber zurückzuführen. Dies gilt sowohl für beweidete, als auch für unbeweidete Flächen. Da unsere Fragestellung zunächst auf die Wirkung der Beweidung ausgerichtet war, und wir von der Bedeutung der räuberbedingten Verluste überrascht wurden, fehlen etliche wichtige Hintergrundinformationen zu diesem Thema (Siedlungsdichte und Flächennutzung potentieller Räuber etc.).

3.3.3.1. Räuberidentität

Als potentielle Gelegeräuber, deren Anwesenheit durch Zufallsbeobachtungen bestätigt werden konnte, sind Nebelkrähen (*Corvus corone cornix*), Mauswiesel (*Mustela nivalis*), Hermeline (*Mustela erminea*) und Füchse (*Vulpes vulpes*) zu nennen. Rohrweihen (*Circus aeruginosus*), Wiesenweihen (*Circus pygargus*), Lachmöwen (*Larus ridibundus*), Weißkopfmöwen (*Larus cachinnans*) und Elstern (*Pica pica*) waren ebenfalls vorhanden, dürften aber keine Rolle als Gelegeräuber gespielt haben, da sie entweder in sehr geringer Dichte auftraten (z.B. die Elster), oder ganz offensichtlich die Brutplätze der Wiesenlimikolen nicht zum Nahrungserwerb aufsuchten (z.B. die Lachmöwen). Unklar ist ferner, ob der Iltis (*Mustela putorius*) und die Wanderratte

(*Rattus norvegicus*) zu den potentiellen Nestpredatoren unseres engeren Untersuchungsgebiets gehören. Beim Steinmarder (*Martes foina*) und Weißbrustigel (*Erinaceus concolor*), die bestenfalls randlich vorkommen dürften, ist dies eher unwahrscheinlich. Die Abb.6 zeigt die jährlichen "Haarabwildstrecken" des 2100 ha großen Illmitzer Jagdreviers I, in dem der Großteil unserer Untersuchungsflächen liegt.

Vor allem 1990 waren wir bemüht, durch gründliche Nachsuche im Umkreis zerstörter Nester Eischalenstücke zu finden, die bisweilen Rückschlüsse auf die beteiligten Predatoren zulassen. Nach GREEN (1987) zeichnen sich Limikoleneier, die von Säugern geraubt wurden, häufig durch zerbröselte Schalenränder und Zahnspuren aus, während die von Vögeln geöffneten Eier scharfe Bruchränder aufweisen. Tatsächlich konnten wir vereinzelt solche klar zu bestimmenden Spuren finden. Verschreckt durch die hohen Gelegeverluste reduzierten wir aber zunehmend unsere Bewegungen in den Untersuchungsflächen, so daß wir 1992 kaum verwertbare Schalenstücke sammeln konnten. Die Auswertung des spärlichen Materials ergibt beim Rotschenkel in 14 Fällen Vögel als die mutmaßlichen Räuber eines Geleges, in 13 Fällen Säuger. Auch beim Kiebitz waren in den 12 bestimmaren Fällen jeweils 6 mal Säuger und 6 mal Vögel die Nesträuber. Wir glauben allerdings nicht, daß diesen Befunden eine wirkliche Aussagekraft zukommt. Dazu ist einerseits der Stichprobenumfang zu gering, und andererseits die Unsicherheit viel zu groß, ob beide Räubertypen in gleichem Ausmaß Spuren hinterlassen (Vgl. GREEN et al. 1987)

Überraschenderweise hatten die zur Untersuchung des Viehtritts ausgelegten Kunstnester ebenfalls hohe "Predationsraten" zu verzeichnen. Von den 127 Gipseier-Gelegen wurden 57 von Räubern sichtbar beschädigt (gegenüber 42 zertretenen!). Täter waren in diesem Fall zumeist Nebelkrähen, deren Schnabelhiebe an vielen Eiern durch entsprechende große, konische Vertiefungen kenntlich waren. Erwähnenswert ist, daß wir die gipsgefüllten Wachteleier auch gefärbt hatten, um ihre allzu helle Grundfarbe zu verdecken und die Tarnwirkung an die der Limikoleneier anzunähern. Das Überwiegen der Krähen als "Predatoren" von Kunstgelegen ist wohl mit ihrer vorwiegend optischen Orientierung und den ausgeprägten, exploratorischen Neigungen zu erklären.

3.3.3.2. Bearbeitereinfluß und räuberbedingte Gelegeverluste

Schon im ersten Untersuchungsjahr kamen uns angesichts der hohen Predationsverluste Bedenken, ob nicht unsere Anwesenheit und Tätigkeit im Nestbereich an dieser ungewöhnlichen Erscheinung Schuld sei. Wir begannen deshalb, diesbezügliche Indizien zu sammeln und mit Kunstgelegen abseits unserer eigentlichen Probeflächen zu experimentieren. Eine erste Auswertung veranlaßte uns dann zum Verzicht auf einen wesentlichen Teil des Programms, den Fang und die individuelle Markierung von Rotschenkeln. Als die Verluste auch im zweiten Untersuchungsjahr anhielten,

steigerten wir unsere Vorsichtsmaßnahmen fast zu einem Untersuchungshemmnis und vertieften uns zusehends in die erstaunlich komplexe Problematik des Nachweises solcher unbeabsichtigter Eingriffe.

Mit der Veröffentlichung erster Ergebnisse setzte herbe Kritik von seiten der Kollegenschaft ein, die uns zu noch eingehenderer Befassung mit dem Thema anspornte.

Ausgangspunkt ist die Annahme, daß Nestbesuche Spuren hinterlassen, die den Räubern das Auffinden der Nester erleichtern. Dabei ist vor allem an Duftspuren für Bodenräuber gedacht. Optisch orientierte Predatoren wie Krähen spielen in diesem Zusammenhang eine geringere Rolle, da wir von vorneherein bemüht waren, jede für das menschliche Auge sichtbare Veränderung im Nestbereich zu vermeiden (z.B. Nestmarkierungen, Fußspuren im taunassen Gras, umgeknickte Vegetation etc.). Allerdings ist nicht auszuschließen, daß die Krähen aus der bloßen Beobachtung von Nestkontrollen wertvolle Informationen zur Lage der Nester bezogen haben könnten.

Bedingt durch die Arbeitsmethode gibt es verschiedene Typen von Nestkontrollen, mit unterschiedlichem Störungspotential. Den geringsten Eingriff sollten die Fernkontrollen darstellen, worunter wir die Beobachtung eines am Nest sitzenden, vom Nest auffliegenden oder zum Nest zurückkehrenden Vogels verstehen. Fernkontrollen bildeten oft den ersten Nachweis eines Nestes und waren nach abgeschlossener Vermessungstätigkeit die angestrebte Form der weiteren Kontrolle. Unter Nahkontrollen verstehen wir jedes Aufsuchen des Nestes, bei dem es zu keiner Manipulation am Nest und in der Nestumgebung kommt. Nahkontrollen ergaben sich, wenn bei Begehungen ein Nest zufällig gefunden und nicht gleich bearbeitet wurde, oder wenn nach wiederholtem Scheitern von Fernkontrollversuchen der abschließende Nestbesuch angezeigt schien und das Gelege wider Erwarten noch intakt war.

Einen noch stärkeren Eingriff bildeten die Vermessung und Altersbestimmung von Gelegen, sowie die Vegetationstrukturerhebungen in der Nestumgebung. Wir waren bestrebt, alle Vermessungstätigkeiten während eines einzigen Besuches abzuwickeln. Mit dem Fang von brütenden Rotschenkeln dürfte schließlich das höchste Störungspotential verbunden sein.

Wir versuchten zunächst, die Wirkung unserer Nestkontrollen nach der Methode von GALBRAITH (1987) zu beurteilen. Dabei wird der Prozentsatz jener Gelege errechnet, die von einem Besuch zum nächsten intakt bleiben, in Abhängigkeit vom Kontrolltypus des ersten Besuchs. GALBRAITH fand bei seinen Kiebitzgelegen keine Unterschiede zwischen den Kontrolltypen. In unserem Datenmaterial ist für beide Arten weder 1990 noch 1991 ein Unterschied statistisch abzusichern und auch kein klarer Trend erkennbar (Tab.8). Lediglich der Fang von Rotschenkeln am Nest hat spürbare Auswirkungen auf dessen Überlebenschance. 1992 ist anhand des umfangreicheren Datenmaterials bei beiden Arten ein deutlich negativer Einfluß der zunehmenden Kontrollintensität zu

beobachten. Beim Kiebitz sind die Unterschiede zwischen den Kontrolltypen statistisch signifikant. Es sei das Kuriosum vermerkt, daß dieser Nachweis nur gelingen konnte, weil Kiebitze 1992 in größerer Zahl auftraten und insgesamt höhere Schlüpfertolge hatten als in den Vorjahren, wodurch sich auch die Zahl der Kontrollen beträchtlich vermehrte.

Bei der Anwendung der Methode von GALBRAITH fiel uns auf, daß die Abstände zwischen den Kontrollen unberücksichtigt bleiben. Nun ist aber der gleiche Anteil intakter Gelege bei beispielsweise viertägigen Kontrollabständen höher zu bewerten, als bei zweitägigen. Aus der Beobachtung unseres eigenen Verhaltens wissen wir, daß man nach störungsträchtigen Kontrollen eher dazu neigt, sich bald über das weitere Schicksal des Nestes Gewißheit zu verschaffen, als etwa nach routinemäßigen Fernkontrollen - womit einer Unterschätzung der Folgen von Intensivkontrollen Tür und Tor geöffnet ist. Um den unterschiedlichen Kontrollabständen gerecht zu werden, griffen wir auch in diesem Fall zur MAYFIELD-Methode: statt des Prozentsatzes überlebender Gelege berechneten wir für die verschiedenen Kontrolltypen tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten der Nester, auf der Basis der Zeiträume zwischen den sukzessiven Kontrollen. Die Kontrollabstände spielen hier die gleiche Rolle wie die Expositionsdauer bei den MAYFIELD-Berechnungen des Schlüpfertolges. Bei den Rotschenkel-Nestkontrollen waren 1990 und 1991 die Abstände etwa gleich lang. 1992 hingegen gab es einen deutlichen Trend zu kürzeren Abständen mit zunehmender Kontrollintensität (Tab.8). Die schon mit der Methode von GALBRAITH verzeichnete Abnahme der Überlebenschance tritt durch die MAYFIELD-Berechnungen noch stärker hervor (Tab.9). Zwar ist sie auch in diesem Fall statistisch nicht signifikant, in ihrem Ausmaß aber dennoch beunruhigend.

Was bedeutet dies nun für den Schlüpfertolg? Betrachtet man die Fernkontrollen als den unbeeinflussten Zustand, so kann anhand der täglichen Überlebenschance fernkontrollierter Nester ein hypothetischer Schlüpfertolg errechnet werden, der mit dem beobachteten Erfolg zu vergleichen ist (Tab.10). Beim Rotschenkel ergibt sich 1990 (infolge des Fangs), sowie 1992 eine Verringerung des Schlüpfertolges um ca. 25% ! Beim Kiebitz fällt die Reduktion mit maximal 13% weniger dramatisch aus, ist aber trotzdem nicht zu vernachlässigen.

Zusammenfassend kann man feststellen, daß es uns nur in einem Fall - beim Kiebitz 1992 - gelang, einen negativen Einfluß der Nestkontrollen wirklich nachzuweisen. Aus dem Fehlen eines statistischen Nachweises kann aber nicht auf die Harmlosigkeit der Nestkontrollen geschlossen werden. Wie eine nähere Analyse zeigt, könnte die eingriffsbedingte Reduktion des Schlüpfertolges bis zu 25% betragen!

Dennoch muß betont werden, daß der Bearbeitereinfluß auch im ungünstigsten Fall nicht groß genug ist, um die Höhe der räuberbedingten Gelegeverluste zu erklären.

In allen drei Untersuchungsjahren führten wir zur Frage des Bearbeitereinflusses auch Versuche mit Kunstgelegen durch, die im wesentlichen aus dem Vergleich von häufig besuchten Gelegen mit einer unbesuchten Kontrollgruppe bestanden. Im ersten Jahr legten wir nach Abschluß der Brutperiode jeweils 1 Hühnerei in alte Nestmulden, bzw. in künstliche Nester. Da die ungefärbten Hühnereier uns zu auffällig erschienen, verwendeten wir ab 1991 nur mehr nachgefärbte Eier der Japanischen Wachtel (je 3 Stück pro Nest). Ab 1991 vermieden wir es auch, die Versuche auf unseren Probeflächen durchzuführen, da wir inzwischen auf die Arbeit von SONERUD & FJELD (1987) gestoßen waren, in der gezeigt wird, daß Nebelkrähen sich länger als ein Jahr an die Plünderung von Kunstgelegen erinnern, und deren Fundorte immer wieder kontrollieren. 1991 führten wir deshalb die Versuche im Seevorgelände nahe der Biologischen Station, 1992 auf den Resten der "Kapitelhutweide" durch. In keinem der drei Untersuchungsjahre hatten die besuchten Nester höhere Verluste zu verzeichnen, als die unbesuchten (Tab.11). Ein Einfluß unserer Kontrollaktivität war demnach nicht nachzuweisen. Freilich könnte die Aussagekraft dieses Resultats aufgrund der Verschiedenartigkeit der Versuchsflächen, möglicher Unterschiede in der Räuberdichte sowie der Künstlichkeit von Neststandorten und Gelegen bezweifelt werden. Allerdings hätten auch Versuche auf den Weideflächen selbst mit Abweichungen von der natürlichen Situation zu kämpfen gehabt. Das Auslegen der Hühnereier 1990 etwa mußte schon aus rein arbeitstechnischen Gründen nach Abschluß der Brutsaison erfolgen. Zu diesem Zeitpunkt waren die Wiesen bereits völlig trocken und sogar verdorrt, sodaß eine Vergleichbarkeit mit den Bedingungen im Frühling kaum mehr gegeben schien.

3.3.3.3. Räuberdruck und Neststandort

3.3.3.3.1. Vegetationsstruktur und Nestparameter

Die Vegetationsstruktur stellt einerseits ein wichtiges Element in der Habitatwahl von Wiesenbrütern dar, und andererseits ist es gerade sie, die von der Beweidung am offensichtlichsten beeinflußt wird. Wir waren deshalb bemüht, die Neststandorte des Rotschenkels möglichst genau zu charakterisieren, um nach einem Zusammenhang zwischen Nistplatzwahl und Bruterfolg zu suchen, und letztlich eine Vorstellung von der indirekten Wirkung der Beweidung zu bekommen.

Der Tab.12 ist zu entnehmen, daß die von uns untersuchten Rotschenkelnester generell in relativ kurzgrasigem, eher schütterem und mit offenen Bodenstellen durchsetztem Grasland

zu finden waren. Die Vegetationshöhe am Nest war durchwegs höher als die der Umgebung, etwa die Hälfte der Nester war in einem Horst oder in einer Bülte plaziert. Ebenso hatte mehr als die Hälfte der Nester ein sogenanntes Zelt aufzuweisen (vom brütenden Vogel über der Nestmulde laubenartig verflochtene Grashalme). Damit nicht unbedingt in Zusammenhang steht die Einsehbarkeit der Nester von oben: etwa zwei Drittel der Nester wurden als "offen" eingestuft. Schilf war nur ausnahmsweise in der Nestumgebung zu finden und dann meist nur in kümmernden Exemplaren. Bemerkenswert ist der geringe Anteil von Nestern auf Standorten mit nassem oder überschwemmtem Boden. Das liegt daran, daß die Rotschenkel zwar insgesamt die Wassernähe bevorzugten (s. Landschaftsstruktur), ihr Nest jedoch gerne auf trockenen Rücken und Inseln inmitten feuchterer Gebiete plazierten. Dies wird zum Teil auch aus der Zuordnung der Neststandorte zu verschiedenen Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebiets deutlich. Faßt man die bei KÖLLNER (1983) unterschiedenen Assoziationen in eher trockene (Potentillo-Festucetum pseudovinae und Artemisio-Festucetum pseudovinae) und eher feuchte (Lepidio-Puccinellietum peisonis, Puccinellietum peisonis, Taraxaco-Caricetum distantis und Scorcononero-Juncetum gerardii) zusammen, so liegt jeweils die eine Hälfte der Nester im trockenen und im Übergangsbereich, die andere im feuchten Bereich. Die Bevorzugung trockener Standorte wäre deutlicher ausgefallen, wenn nicht die beiden ersten, trockenen Untersuchungsjahre ein Vordringen in die normalerweise nassen Gesellschaften ermöglicht hätten. Da in der Literatur für den Rotschenkel eine Bevorzugung von Pflanzengesellschaften mit hohem Grasanteil beschrieben wird (GLUTZ et al. 1977), berücksichtigten wir auch den Anteil "nicht grasiger" Pflanzen in der Nestumgebung. Die Verteilung in Bezug auf diesen Faktor spiegelt die Zuordnung zu "trockenen" und "feuchten" Gesellschaften wieder, da im Untersuchungsgebiet die trockenen und weniger salzbeeinflussten Standorte einen höheren Anteil nichtgrasiger Pflanzen aufweisen.

Vergleicht man die einzelnen Untersuchungsjahre miteinander (Tab.12), so erkennt man neben der schon angesprochenen Verlagerung ins Trockene eine Abnahme der Vegetationsdichte und -höhe, sowie eine Zunahme des Anteils offenen Bodens in der Nestumgebung. Dies dürfte mit der fortschreitenden Veränderung der Vegetationsstruktur auf den Weideflächen zusammenhängen. 1991 wurde die Höchstzahl an Rindern im Untersuchungszeitraum erreicht; in der Nachbrutzeit, in der keine Ausweichflächen mehr benutzt wurden, kam es deshalb auch zu den höchsten Rinderdichten, was die deutlichen Unterschiede in den Meßwerten zwischen 1991 und 1992 erklären dürfte.

3.3.3.3.2. Landschaftsstruktur

Den Brutbiotop des Rotschenkels "...bilden ebene und offene, möglichst baumarme Landschaften..." (GLUTZ et al. 1977). Die

Flächen unseres Untersuchungsgebiets stellen die letzten Reste ehemals ausgedehnter Hutweiden dar, deren ackerfähige Teile vor etwa 40 Jahren in Weingärten umgewandelt wurden. Was übrig ist, sind regelmäßig überschwemmte und stark versalzten Flächen, die oft nur schmale Streifen zwischen Weingärten und Gewässern bilden. Generell ist die Zerstückelung der naturnahen Flächen groß und ihre Verzahnung mit Weingartengelände sehr eng. Da die Weingärten naturgemäß auf Geländekuppen liegen, führt dies zu einer verstärkten optischen Untergliederung der Landschaft. Weiters machte der ehemals fast baumlose Seewinkel (ZIMMERMANN 1944) in den letzten Jahrzehnten einen Prozeß der "Wiederbewaldung" durch (LEITNER 1986), sodaß Baumgruppen, Einzelbäume und Büsche ebenfalls die Offenheit der Landschaft verringern. Die jahrzehntelange Unterbrechung der Weidetradition, sowie Gewässereutrophierung, Entwässerung und Entsalzung haben überdies zu starkem Schilfwachstum im Bereich der Lacken geführt. Auch diese Schilfgebiete tragen zur "Kammerung" der Landschaft bei. Schließlich werden die Flächen noch durch landwirtschaftliche Güterwege zerschnitten (einer davon asphaltiert). Insgesamt kann die Landschaft im Umkreis unserer Probeflächen durchaus als kleinräumig gegliedert beschrieben werden. Offenheit und Weiträumigkeit ist den Illmitzer Weideflächen nur dort erhalten geblieben, wo sie an den Zicksee grenzen. Wir haben deshalb die genannten Landschaftselemente bei der Untersuchung der Nistplatzwahl mit berücksichtigt.

Die mittleren Abstände der Nester zu Bäumen, Hochständen Weingartenrändern, Schilfgebieten und Güterwegen sind in Tab.13 zusammengefaßt.

3.3.3.3.3. Nestverluste durch Räuber in Abhängigkeit von Vegetations- und Landschaftsstruktur.

Wider Erwarten gab es keinen Zusammenhang zwischen dem Räuberdruck und den am Nest gemessenen Parametern - Offenheit der Nestmulde, Vorhandensein eines Zeltens, Vegetationshöhe am Nest und Lage in einer Bülte. Auch die Bodenfeuchtigkeit, Vegetationshöhe und -dichte in der Nestumgebung, sowie der Anteil offenen Bodens beeinflussten zu unsere Überraschung die Überlebenschancen eines Nestes nicht (Tab.14). Lediglich die Zuordnung zu den "Trockenstandorten" geht mit einem höheren Anteil erfolgreicher Nester einher. Innerhalb des von uns beobachteten Spektrums an Rotschenkelneststandorten kann somit kein "optimaler" Zustand der Vegetation beschrieben werden. Zumindest unter den lokalen Bedingungen ist es deshalb auch nicht möglich, eine optimale Beweidungsintensität in Hinblick auf die Vegetationsstruktur zu definieren. Damit soll nicht unterstellt werden, daß es prinzipiell keinen Zusammenhang zwischen Vegetationsstruktur und Bruterfolg gibt: auf unseren Probeflächen könnte er durch kleinräumige Unterschiede der Intensität des Räuberdruckes verdeckt worden sein. Dies könnte auch eine

Erklärung dafür sein, daß lokal Kolonien mit extrem offenen und gut einsehbaren Nester erfolgreich waren, während an anderen Stellen wohlverborgene Nester durchwegs ausgeraubt wurden. In diesem Zusammenhang ist bemerkenswert, daß das räumliche Muster der Gelegeverluste bei Kiebitz und Rotschenkel übereinstimmt (Abb.7).

Anders ist die Situation bei den landschaftlichen Strukturelementen. Während die Distanz zum nächsten Schilfgebiet keine Rolle für den Schlüpfertag spielt, liegen ausgeraubte Nester im Durchschnitt näher bei Bäumen, Hochständen und Weingartenrändern als erfolgreiche (Tab.15). Hier freilich kommt die "Insellage" vieler Nester ins Spiel. 32.6 % der Nester (n=190) lagen auf Geländekuppen, die mehr oder weniger vollständig von überschwemmten Gebieten umgeben waren (einen Grenzfall stellt die zentrale Fläche des Geiselstellers dar, die auch zu den Inseln gezählt wurde, obwohl sie von einer asphaltierten Dammstraße durchquert wird). Die Inselstandorte waren im Durchschnitt ebenfalls erfolgreicher als andere, und zugleich weiter von den genannten Strukturelementen entfernt (Tab.16). Betrachtet man nun die Inselstandorte alleine, so bleibt allerdings der Zusammenhang zwischen räuberbedingten Gelegeverlusten und der Nähe zu Bäumen und Hochständen bestehen, die Abstände zum Weingartenrand erreichen die Signifikanzgrenze gerade nicht (Tab. 17).

Bäume, Hochstände und Weingartenpfähle können Krähen als Sitzwarten (PRESTON 1957) und als Deckung vor Angriffen durch Kiebitze dienen (ELLIOT 1985). Krähennester werden in Baumkronen angelegt, die Altvögel haben zur Brutzeit ein beschränktes Streifgebiet rings um das Nest (GREEN et al. 1990). Bodenräuber wie Füchse und Marder bewegen sich bevorzugt entlang von Bestandsrändern (MACDONALD 1987, KING 1989) was eine weitere Erklärung für den negativen Einfluß der Weingartennähe liefern könnte. Der größere Erfolg von Nestern in Insellage schließlich verweist ebenfalls auf den Einfluß von Bodenräubern.

Entgegen holländischen Befunden (VAN DER ZANDE et al. 1980) meiden unsere Kiebitze und Rotschenkel die Nähe der Güterwege nicht. Mehrfach lagen Nester unmittelbar am Straßenrand, 2 Nester konnten sogar durch das Öffnen der Autotüre kontrolliert werden. Den extremsten Fall stellt jenes Rotschenkelnest dar, das nur einige Meter vom Straßenrand entfernt unmittelbar an einem frequentierten Touristenrastplatz lag - dieses Nest war erfolgreich, wurde aber wegen der häufigen Störungen deutlich länger bebrütet als andere). Der durchschnittliche Abstand erfolgreicher Rotschenkelnester zu den Güterwegen ist signifikant geringer als der von ausgeraubten (Tab.15). Daraus könnte auf eine protektive Wirkung der Anwesenheit von Touristen geschlossen werden: zumindest ab Mai durchquerten sie das Gebiet auf den Wegen in so großer Anzahl, daß dies ausgereicht haben mag, Krähen ständig auf Distanz zu halten. Tatsächlich sahen wir auf dem wegnahen Teil einer Fläche trotz der Nachbarschaft eines Krähennestes niemals nahrungssuchende Krähen, im wegfernen Teil

dagegen schon. Einschränkend muß allerdings gesagt werden, daß Wegnähe und Insellage korreliert sind (s. die oben beschriebene Situation im Geiselsteller). Innerhalb der Inseln bleibt der Zusammenhang zwischen Schlüpferfolg und Wegnähe nicht aufrecht. Dieser Punkt sollte also nicht überbewertet werden.

3.3.3.3.4. Nestverluste beim Rotschenkel und die Brutnachbarschaft zum Kiebitz

Schon länger ist bekannt, daß Rotschenkel ihre Nester bevorzugt in der Nähe von Kiebitznestern anlegen (BUB 1957, v. FRISCH 1957, GLOE 1982). Die Feststellung v. FRISCHs, daß er im Seewinkel kein Rotschenkelnest fand, "in dessen Nähe nicht auch Kiebitze brüteten", scheint uns nur wenig übertrieben. Auch wir fanden einen nicht unbeträchtlichen Teil unserer Rotschenkelnester durch aktive Suche in der Nähe bekannter Kiebitznester. Mehrere Autoren weisen nach, daß Kiebitze und Uferschnepfen durch ihre aggressive Nestverteidigung nicht nur ihren eigenen Bruterfolg anheben, sondern auch den anderer Arten, die in der Nachbarschaft brüten und selbst keine aktive Feindabwehr betreiben (Bekassine, Rotschenkel, Kampfläufer; ELLIOT 1985, DYRCZ & WITOWSKI 1987 und GREEN et al. 1990).

Wir maßen den Einfluß der Brutnachbarschaft auf den Erfolg von Rotschenkelgelegen in zweierlei Weise: Zum einen verglichen wir erfolgreiche und ausgeraubte Rotschenkelnester hinsichtlich der Anzahl der Kiebitznester im Umkreis von 50 m ums Nest, unabhängig von der Dauer der gemeinsamen Bestehens. Zum anderen berechneten wir tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten von Nestern nach der MAYFIELD-Methode, in Abhängigkeit von der Anzahl Kiebitznester in 50 m Umkreis, jeweils für die Dauer des gemeinsamen Bestehens. 50 m wurden als Radius gewählt, weil nach ELLIOT (1985) zumindest bis zu diesem Abstand eine Schutzwirkung der brütenden Kiebitze nachweisbar ist.

Beim ersten Vergleich zeigt sich, daß erfolgreiche Nester im Durchschnitt 2.4 Kiebitznester in ihrer Nachbarschaft haben (n=60), ausgeraubte Nester jedoch nur 1.1 (n=130); der Unterschied ist statistisch signifikant. U-Test, $U = 2190.5$, $z = -4.852$, $p = 0.0000$. Beim zweiten Vergleich ist eine deutliche Zunahme der täglichen Überlebenschance in Abhängigkeit von der Zahl der Kiebitznester festzustellen (Tab.18). Der Tab.18 ist weiters zu entnehmen, daß natürlich auch die Kiebitze von der Nachbarschaft anderer Kiebitze profitieren.

Wie aus dem Abschnitt zur Phänologie hervorgeht, brüten Kiebitze deutlich früher als Rotschenkel. Sucht ein Rotschenkel die Nachbarschaft eines Kiebitzes, so kann er meist nicht mit einer langen Dauer des gemeinsamen Bestehens ihrer Nester rechnen. Da Kiebitze andere Arten in der Umgebung ihres Nestes heftig attackieren, ist die Annäherung der Rotschenkel durchaus mit

Aufwand verbunden. Daß sie ihn dennoch in Kauf nehmen, könnte mit der schon besprochenen Empfindlichkeit der Nester in der Legephase zusammenhängen, die einen Anschluß selbst auf kurze Zeit lohnenswert machen könnte.

Mit der Wehrhaftigkeit des Kiebitzes gegenüber Lufträubern ist wohl auch zu erklären, daß bei dieser Art die Entfernung zu Bäumen und Hochständen für den Schlüpfertag keine Rolle spielt (Tab.19). Gegenüber Bodenräubern, zumal wenn sie nachtaktiv sind, dürfte das Abwehrvermögen der Kiebitze geringer sein. Dazu paßt, daß der Erfolg seiner Nester in Insellage höher ist, als anderswo (Tab.20).

3.3.3.3.5. Zusammenfassung und Gewichtung der Faktoren, die den Räuberdruck auf Rotschenkelnester beeinflussen

Bislang wurden jene Faktoren, die für die räuberbedingten Gelegeverluste relevant sein können, jeder für sich untersucht und besprochen. Eine Gewichtung der einzelnen Faktoren steht daher noch aus. Wir führten zu diesem Zweck eine Diskriminanzanalyse durch, deren Details Tab.21 zu entnehmen sind. Als Faktoren, die am meisten zur Unterscheidung von erfolgreichen und ausgeraubten Gelegen beitragen, kristallisierten sich in der Reihenfolge ihrer Bedeutung: 1. die Anzahl der Kiebitze in der Nestumgebung, 2. die Distanz zu Bäumen und Hochständen, 3. der Abstand zu Weingartenrändern, 4. der Abstand zu Wegen, 5. die "Insellage", 6. die Varianz des offenen Bodens in der Nestumgebung und schließlich 7. der Anteil nichtgrasiger Pflanzen heraus. Die Varianz des offenen Bodens ist ein Faktor, der für die Diskriminanzanalyse eigens aus den gemessenen Anteilen offenen Bodens gebildet wurde; sie zeigt wie der Anteil nicht grasiger Vegetation einen engen Zusammenhang mit der Zuordnung zu "trockenen" und "feuchten" Gesellschaftstypen. Diese konnten in die Analyse nicht mit eingehen, da es sich bestenfalls um ordinal skalierte Daten handelt. Die Varianz des offenen Bodens ist jedenfalls in den "feuchten" und stärker salzbeeinflussten Gesellschaften größer, als in den trockenen. Die Insellage erscheint in dieser Reihung unterbewertet, was auf die geringe Eignung dieses Faktors für die Diskriminanzanalyse zurückzuführen sein dürfte.

4. Allgemeine Schlußfolgerungen

Im Mittelpunkt unserer Untersuchungen stand der Fortpflanzungserfolg zweier Wiesenlimikolenarten auf extensiv beweideten Flächen. Es ging dabei vor allem um unerwünschte Folgen der Beweidung, wie die Zerstörung von Gelegen durch Viehtritt oder erhöhte Predationsverluste durch verringertes

Deckungsangebot auf stark verbissenen Flächen. Die Ergebnisse sollten als Grundlage für die Festlegung von wiesenlimikolenverträglichen Viehdichten und Weideintensitäten dienen.

Hinsichtlich der Gelegeverluste durch Viehtritt wurde bereits gesagt, daß der Hutweidebetrieb auf ausreichend großen Flächen als relativ schonend betrachtet werden kann. Dies jedoch nur unter der Voraussetzung, daß Koloniestandorte von Wiesenbrütern nicht in Korridoren, auf Triften oder an ähnlichen Stellen liegen, die durch ihre Struktur eine Verdichtung der Herde erzwingen. Eine schonende Gestaltung des Weidebetriebs setzt also zumindest eine grobe Kenntnis der (potentiellen) Koloniestandorte voraus. Besonderes Augenmerk verdienen dabei inselartige Situationen, z.B. trockene Kuppen inmitten von feuchtem oder überschwemmten Gelände. Diese sind vor allem dann gefährdet, wenn sie an der Mündung eines Korridors liegen oder von nicht nutzbarem Gebiet, wie z.B. Schilfernteflächen umgeben sind. Am Illmitzer Zicksee waren solche Situationen häufig in der Nordhälfte des Gebiets (z.B. im Geiselsteller) zu finden, was uns zu einer völligen Sperre dieser Flächen während der Brutzeit veranlaßt hatte. Die Versuche mit Kunstgelegen in alten Nestmulden, die wir nach Abschluß der Brutzeit hier durchführten, bestätigten diese zunächst intuitiv getroffene Entscheidung. Andererseits waren auf einer kleinen, von Rotschenkeln und Kiebitzen dicht besiedelten Insel im Frühjahrsweidegebiet kaum Gelegeverluste zu verzeichnen, was wesentlich mit der Lage dieser Insel zusammenhängen dürfte: sie befindet sich in einem 6 ha großen Sumpf am Ostufer des Zicksees, der von den Rindern zwar häufig durchquert wurde, aufgrund seiner Weiträumigkeit aber eine entsprechende Auflockerung der weidenden Herde ermöglichte. Unter diesem Aspekt scheint es besonders vordringlich, die bestehenden Weideflächen zu vergrößern, da sie vielerorts nicht mehr als breite Säume zwischen Weingärten einerseits, und Wasserflächen andererseits darstellen. Gezielte Stilllegung von angrenzenden Äckern und Weingärten und deren Einbeziehung in die Weidegebiete könnte dazu beitragen, die nötige Weitläufigkeit der Flächen wiederherzustellen, wie sie vor Aufgabe der traditionellen Weidewirtschaft in den Sechziger Jahren dieses Jahrhunderts durchwegs gegeben war. Ebenso könnte die Eingliederung verschilfter Wiesen- und Lackenflächen zur Entschärfung von Engpässen beitragen. Voraussetzung dazu ist aber meist die Ablöse bestehender Schilfernterechte.

Zwischen räuberbedingten Gelegeverlusten und der Vegetationstruktur in Nestumgebung konnte kein Zusammenhang festgestellt werden. Besser versteckte Nester auf schwach beweideten Standorten waren nicht erfolgreicher als solche auf scharf verbissenen Flächen. Anhand unserer Daten ist es deshalb nicht möglich, eine obere Grenze der Verbißintensität festzulegen. Das beobachtete Spektrum an Rinderdichten und Weideintensitäten hat also einerseits keine negativen Auswirkungen auf den Rotschenkel- und Kiebitzbestand - dies

allerdings nur unter dem Vorbehalt, daß nicht lokale Unterschiede im Räuberdruck eine doch bestehende Wirkung der Vegetationsstruktur verdeckt haben. Daß andererseits Eingriffe in die Vegetation notwendig sind, zeigt das Siedlungsgeschehen auf den unbeweideten Probeflächen, insbesondere an der Lacke 54 (ausführliche Beschreibung im Abschnitt Siedlungsdichte). Hier waren Brutnester nur dort möglich, wo Feuer und Überschwemmungen die Höhe und Dichte der Vegetation verringert hatten. Die unterbeweidete Probefläche im Schandlesgrund verlor durch Verschilfung im Untersuchungszeitraum überhaupt ihre Eignung als Bruthabitat des Rotschenkels.

Eine mögliche indirekte Wirkung der Vegetationsstruktur auf den Brutserfolg des Rotschenkels, die wir zu Untersuchungsbeginn nicht in Betracht gezogen hatten, ergibt sich aus den Vorteilen der Brutgemeinschaft mit dem Kiebitz. Die Nachbarschaft brütender Kiebitze übt hinsichtlich des Räuberdrucks eine Schutzfunktion für Rotschenkelgelege aus. Kiebitze legen ihre Nester bevorzugt in besonders kurzgrasigen Teilen der Weide an, deren Ausdehnung allein schon im Untersuchungszeitraum zugenommen hatte. Eine mäßige Steigerung der Weideintensität bedeutet ein besseres Nistplatzangebot für Kiebitze und sollte auf diesem Weg auch eine Förderung der Rotschenkel bringen. v.FRISCH (1957) berichtet aus dem Seewinkel zu Zeiten großflächig intakten Weidebetriebs, daß er die meisten Rotschenkelnester auf ganz kurzgrasiger, ebener Hutweide ohne Sichtschutz nach oben und seitlich fand, stets in der Nachbarschaft von Kiebitzgelegen. In etwas höherwüchsigen Bereichen, in denen er Rotschenkelbruten eher vermutet hätte, fand er sie "nur sehr selten und in keinem Verhältnis zur Zahl der vorhandenen Paare". Angesichts der Tatsache, daß bei unseren Untersuchungen sich die Nähe zu Kiebitzen als der wichtigste Unterschied zwischen erfolgreichen und erfolglosen Rotschenkelnestern erwiesen hat, gibt es keinen Grund, in der zunehmenden Kurzgrasigkeit der Weideflächen eine Gefahr zu sehen. Eher geht hier die Entwicklung in die Richtung des durch v.FRISCH beschriebenen Zustands.

Weit mehr als die Feinheiten der Vegetationsstruktur erwies sich die Strukturierung der Landschaft insgesamt als Faktor von Belang für den Brutserfolg. Unter Landschaftsstruktur werden hier Flächenausdehnung und -form, die Verzahnung von trockenen und überschwemmten Bereichen, die Nachbarschaft zu Weingärten, das Vorhandensein von Bäumen, die Nähe zu Wegen etc. verstanden. All diese Elemente stehen nach unseren Ergebnissen in Zusammenhang mit dem Räuberdruck, dem die Nester ausgesetzt sind.

Ganz offensichtlich bestimmt die Weiträumigkeit der Brutgebiete auch ihren Wert für den Brutbestand. Bei den Weideflächen am Illmitzer Zicksee handelt es sich durchwegs um Relikte von früher weit ausgedehnten Gebieten. Seitens des Naturschutzes wurde diese Reliktsituation schon immer als zumindest ungünstig, wenn nicht sogar als bedrohlich für die hier lebenden Populationen empfunden; bislang gab es jedoch keine Daten, die diesen Eindruck

bestätigen konnten. Unsere Ergebnisse zeigen erstmals, daß die Landschaftsveränderungen der letzten 50 Jahre (Flächenverluste, Wiederbewaldung, Wasserstandsabsenkungen) auf die Vitalität der Wiesenlimikolenbestände im Seewinkel Einfluß nehmen. Angesichts des geringen, zur Selbsterhaltung der Population nicht ausreichenden Fortpflanzungserfolges der Rotschenkel am Illmitzer Zicksee scheint es denkbar, daß hier lediglich die Populationsüberschüsse aus anderen Gebieten zu brüten versuchen. Die Bemühungen zur Wiedereinführung der Beweidung hätten dann nur begrenzten Wert. Umfassendes Management, das auf eine Erhöhung des Fortpflanzungserfolges abzielt, darf sich nicht auf die Herstellung einer günstigen Vegetationsstruktur durch Beweidung oder Mahd beschränken. Es muß auch die Sperre von Entwässerungsgräben zur Anhebung der Wasserstände in Betracht ziehen, damit selbst in Trockenjahren das vom abwechslungsreichen Mikrorelief vorgegebene Nebeneinander trockener und nasser Standorte erhalten bleibt. Es muß weiters um eine Entflechtung von Weingärten und Weideland bemüht sein, mit der Zielsetzung, die Weideflächen zu vergrößern und die Länge der predatorenrächtigen Grenzlinien zu verringern. Eine weitere Forderung ist die nach der Entfernung von Bäumen und großen Büschen aus dem Umkreis der Weidegebiete und Lackenränder, mit dem Ziel, den Charakter einer extrem offenen Landschaft wiederherzustellen. Diese Forderung mag angesichts der häufigen Klagen des Naturschutzes über die Ausräumung der Landschaft paradox erscheinen. Sie ist es allerdings nicht, wenn man berücksichtigt, daß die Bedeutung der Seewinkellandschaft maßgeblich auf dem Vorkommen von Küsten- und Steppenarten, also extremen Offenlandarten beruht. Die Rodung von Bäumen sollte umso leichter fallen, als es sich bei den meisten in den letzten Jahrzehnten gepflanzten Individuen um Exoten wie Ölweide, Robinie, Hybridpappel etc. handelt, deren Verlust in Naturschutzgebieten eigentlich nicht schmerzen sollte. Schöne Exemplare autochthoner und standortgerechter Arten (wie Silberpappel und Silberweide) könnten ohne weiteres erhalten bleiben, da sie im Gebiet sowieso nicht häufig sind.

Bei den Schilfflächen, die ebenfalls ein die Landschaft untergliederndes Element darstellen, konnten wir zwar keine beeinträchtigende Wirkung nachweisen, es ist aber offensichtlich, daß sie die Nahrungsgebiete der meisten Wasservögel einschränken. Beweidung dieser Flächen würde zur Herstellung offener Landschaft beitragen, die Herdenführung erleichtern und einen Gewinn an Nahrungsflächen bedeuten.

Es muß abschließend hervorgehoben werden, daß hier zwar aus der Sicht des Artenschutzes für Wiesenlimikolen argumentiert wird, letztlich aber ein umfassenderes Leitbild für die naturschutzgerechte Landschaftsentwicklung im Seewinkel gemeint ist. Die Wiesenlimikolen sind in diesem Gebiet Bewohner eines Landschaftstyps, der das Ergebnis jahrhundertelanger, extensiver Bewirtschaftung unter den besonderen lokalen Bedingungen ist. Der Begriff "extensive Nutzung" ist dabei nicht deckungsgleich mit

schonender oder nachhaltiger Nutzung - auch wenn in der vorliegenden Arbeit bei der Verwendung von "extensiver Beweidung" oft das Eigenschaftswort "schonend" mitschwingt. Die Seewinkler Kulturlandschaft des vorigen Jahrhunderts war eine mit vorindustriellen Mitteln übernutzte Landschaft, deren steppen- und lokal sogar halbwüstenartiger Charakter zum verstärkten Auftreten von Arten geführt hat, die heute in den Roten Listen eine Spitzenposition einnehmen (s. dazu auch die Zusammenstellung in RAUER & KOHLER 1990, s. 229). Wenn Biodiversität und landschaftliche Vielfalt auf überregionaler (z.B. nationaler oder europäischer) Ebene Ziele des Naturschutzes sind, so müssen lokale Leitbilder dies berücksichtigen. So fremdartig der Wunsch nach "Versteppung" einer Landschaft in mitteleuropäischen Ohren klingen mag - eine kleinräumige Mischform wie sie heute besteht, dürfte nicht zuletzt auch im Licht der hier vorgestellten Ergebnisse unhaltbar sein.

5. Management- und Entwicklungsvorschläge für das Gebiet des Illmitzer Zicksees und des Kirchsees.

Im folgenden wird eine Reihe von Maßnahmen für die Gebiete rings um den Illmitzer Zicksee und den Kirchsee vorgeschlagen; diese Maßnahmen orientieren sich einerseits an den Vorstellungen, wie sie bereits früher in RAUER & KOHLER (1990) zu einer naturschutzverträglichen Beweidung der Schutzgebiete gemacht wurden, und andererseits an den neuen Erkenntnissen der vorliegenden Studie. Zu jedem Maßnahmenpaket sollen auch die Kriterien erläutert werden, nach denen über das Schicksal konkreter Flächen entschieden wurde.

Wasserstand

Der natürliche Wasserhaushalt von Illmitzer Zicksee und Kirchsee ist durch die Anlage von Entwässerungskanälen in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts stark verändert worden. Vermutlich wurden damit nicht nur die Hochwasserspitzen gekappt, sondern auch eine generelle Absenkung des Wasserstandes herbeigeführt, was eine spätere Ausdehnung von Äckern und Weingärten in ehemals beweidetes Gebiet begünstigt haben dürfte. Entwässerungskanäle haben auch den Chemismus der Lacken entscheidend verändert; in der fortschreitenden Aussüßung vieler Lacken wird neuerdings eine Hauptursache für die dramatischen Veränderungen der Ufervegetation während der letzten Jahrzehnte gesehen. Genaue Untersuchungen zu diesem Thema stehen allerdings noch aus; die Schließung der Entwässerungskanäle könnte sich als eine der wichtigsten Maßnahmen zur langfristigen Erhaltung der Seewinkellacken erweisen. Aus der Sicht der vorliegenden Arbeit ist sie eine Hauptvoraussetzung für die Sicherung der Produktivität von Feuchtwiesenvögeln. Wir konnten zeigen, daß gerade in Trockenjahren deren Fortpflanzungserfolg und

Siedlungsdiche einen Tiefpunkt erreichen. Allgemein höhere Wasserstände würden die Häufigkeit solcher Extremsituationen verringern und die Grundlage für eine gleichmäßigere Produktivität der lokalen Wiesenlimikolenbestände legen. Sollte die Absenkung des Salzgehaltes durch die Entwässerungsmaßnahmen tatsächlich schon die Vegetationsentwicklung an den Lacken beeinflussen, so wäre ein weiterer, dringender Grund für die Sperre der Kanäle gegeben. Es ist fraglich, ob bei Aufrechterhaltung des Status quo das Üppigerwerden des Bewuchses noch mit einer Weideintensität unter Kontrolle gehalten werden kann, die den Namen extensiv verdient. Voraussetzung für ein endgültiges Schließen der Schleusen ist freilich die Ablöse und Stilllegung all jener landwirtschaftlichen Flächen, die im Fall von Hochwässern Überflutungsgefährdet wären. Bei Realisierung der im folgenden vorgeschlagenen Flächenstilllegungsmaßnahmen wäre eine endgültige Sperre der Entwässerungskanäle problemlos möglich.

Flächenstilllegung

Die Stilllegung landwirtschaftlicher Intensivflächen am Illmitzer Zicksee und Kirchsee verfolgt vier Ziele: erstens die Vergrößerung der Weideflächen und die Schaffung von nicht überschwemmten Frühjahrsweidegebieten, zweitens die Wiederherstellung der vollen Wasserstandsdynamik durch Sperre der Entwässerungsgräben, drittens die Einrichtung von Pufferzonen zur Reduzierung des Nährstoff- und Düngemiteleintrags in Hutweiden und Lacken und schließlich viertens die Herausnahme von Grenzlinien, die den Räuberdruck auf Gelege erhöhen. Die Vorschläge zur Flächenstilllegung sind der Karte in Abb.8 zu entnehmen. Die Flächen wurden so ausgewählt, daß den vier genannten Zielsetzungen möglichst entsprochen wird. Beispielsweise waren wir bestrebt, wegen des Stoffeintrags die Grenzen zwischen Weingärten und Weiden jeweils hinter Kuppen und "Wasserscheiden" zu verlegen. Dadurch wird zugleich die optische Untergliederung der Landschaft reduziert.

Diese Vorschläge sind nicht als Maximalvariante zu verstehen, sondern als ein Mindestmaß an Renaturierung, das zur Erreichung des Schutzzieles - der langfristigen Erhaltung typischer Ökosysteme des Seewinkels - unabdingbar ist. Vergleicht man etwa das hier vorgeschlagene Ausmaß an Renaturierung mit den Flächenverlusten in der engeren Umgebung des Illmitzer Zicksees im Lauf der letzten hundert Jahre, so wird ersichtlich, daß es sich immer noch um einen Bruchteil des verlorengegangenen Gebiets handelt (s. Abb.1 in RAUER & KOHLER 1990).

Schilf

Im gesamten Gebiet von Kirchsee und Illmitzer Zicksee sollte der Nationalpark als Pächter der Schilfernteflächen auftreten, damit

Siedlungsdichte einen Tiefpunkt erreichen. Allgemein höhere Wasserstände würden die Häufigkeit solcher Extremsituationen verringern und die Grundlage für eine gleichmäßigere Produktivität der lokalen Wiesenlimikolenbestände legen. Sollte die Absenkung des Salzgehaltes durch die Entwässerungsmaßnahmen tatsächlich schon die Vegetationsentwicklung an den Lacken beeinflussen, so wäre ein weiterer, dringender Grund für die Sperre der Kanäle gegeben. Es ist fraglich, ob bei Aufrechterhaltung des Status quo das Üppigerwerden des Bewuchses noch mit einer Weideintensität unter Kontrolle gehalten werden kann, die den Namen extensiv verdient. Voraussetzung für ein endgültiges Schließen der Schleusen ist freilich die Ablöse und Stilllegung all jener landwirtschaftlichen Flächen, die im Fall von Hochwässern überflutungsgefährdet wären.

Bei Realisierung der im folgenden vorgeschlagenen Flächenstilllegungsmaßnahmen wäre eine endgültige Sperre der Entwässerungskanäle problemlos möglich.

Flächenstilllegung

Die Stilllegung landwirtschaftlicher Intensivflächen am Illmitzer Zicksee und Kirchsee verfolgt vier Ziele: erstens die Vergrößerung der Weideflächen und die Schaffung von nicht überschwemmten Frühjahrsweidegebieten, zweitens die Wiederherstellung der vollen Wasserstandsdynamik durch Sperre der Entwässerungsgräben, drittens die Einrichtung von Pufferzonen zur Reduzierung des Nährstoff- und Düngemiteleintrags in Hutweiden und Lacken und schließlich viertens die Herausnahme von Grenzlinien, die den Räuberdruck auf Gelege erhöhen. Die Vorschläge zur Flächenstilllegung sind der Karte in Abb.8 zu entnehmen. Die Flächen wurden so ausgewählt, daß den vier genannten Zielsetzungen möglichst entsprochen wird. Beispielsweise waren wir bestrebt, wegen des Stoffeintrags die Grenzen zwischen Weingärten und Weiden jeweils hinter Kuppen und "Wasserscheiden" zu verlegen. Dadurch wird zugleich die optische Untergliederung der Landschaft reduziert.

Diese Vorschläge sind nicht als Maximalvariante zu verstehen, sondern als ein Mindestmaß an Renaturierung, das zur Erreichung des Schutzzieles - der langfristigen Erhaltung typischer Ökosysteme des Seewinkels - unabdingbar ist. Vergleicht man etwa das hier vorgeschlagene Ausmaß an Renaturierung mit den Flächenverlusten in der engeren Umgebung des Illmitzer Zicksees im Lauf der letzten hundert Jahre, so wird ersichtlich, daß es sich immer noch um einen Bruchteil des verlorengegangenen Gebiets handelt (s. Abb.1 in RAUER & KOHLER 1990).

Schilf

Im gesamten Gebiet von Kirchsee und Illmitzer Zicksee sollte der Nationalpark als Pächter der Schilfernteflächen auftreten, damit

Siedlungsdiche einen Tiefpunkt erreichen. Allgemein höhere Wasserstände würden die Häufigkeit solcher Extremsituationen verringern und die Grundlage für eine gleichmäßigere Produktivität der lokalen Wiesenlimikolenbestände legen. Sollte die Absenkung des Salzgehaltes durch die Entwässerungsmaßnahmen tatsächlich schon die Vegetationsentwicklung an den Lacken beeinflussen, so wäre ein weiterer, dringender Grund für die Sperre der Kanäle gegeben. Es ist fraglich, ob bei Aufrechterhaltung des Status quo das Üppigerwerden des Bewuchses noch mit einer Weideintensität unter Kontrolle gehalten werden kann, die den Namen extensiv verdient. Voraussetzung für ein endgültiges Schließen der Schleusen ist freilich die Ablöse und Stilllegung all jener landwirtschaftlichen Flächen, die im Fall von Hochwässern Überflutungsgefährdet wären.

Bei Realisierung der im folgenden vorgeschlagenen Flächenstilllegungsmaßnahmen wäre eine endgültige Sperre der Entwässerungskanäle problemlos möglich.

Flächenstilllegung

Die Stilllegung landwirtschaftlicher Intensivflächen am Illmitzer Zicksee und Kirchsee verfolgt vier Ziele: erstens die Vergrößerung der Weideflächen und die Schaffung von nicht überschwemmten Frühjahrsweidegebieten, zweitens die Wiederherstellung der vollen Wasserstandsdynamik durch Sperre der Entwässerungsgräben, drittens die Einrichtung von Pufferzonen zur Reduzierung des Nährstoff- und Düngemiteleintrags in Hutweiden und Lacken und schließlich viertens die Herausnahme von Grenzlinien, die den Räuberdruck auf Gelege erhöhen. Die Vorschläge zur Flächenstilllegung sind der Karte in Abb.8 zu entnehmen. Die Flächen wurden so ausgewählt, daß den vier genannten Zielsetzungen möglichst entsprochen wird. Beispielsweise waren wir bestrebt, wegen des Stoffeintrags die Grenzen zwischen Weingärten und Weiden jeweils hinter Kuppen und "Wasserscheiden" zu verlegen. Dadurch wird zugleich die optische Untergliederung der Landschaft reduziert.

Diese Vorschläge sind nicht als Maximalvariante zu verstehen, sondern als ein Mindestmaß an Renaturierung, das zur Erreichung des Schutzzieles - der langfristigen Erhaltung typischer Ökosysteme des Seewinkels - unabdingbar ist. Vergleicht man etwa das hier vorgeschlagene Ausmaß an Renaturierung mit den Flächenverlusten in der engeren Umgebung des Illmitzer Zicksees im Lauf der letzten hundert Jahre, so wird ersichtlich, daß es sich immer noch um einen Bruchteil des verlorengegangenen Gebiets handelt (s. Abb.1 in RAUER & KOHLER 1990).

Schilf

Im gesamten Gebiet von Kirchsee und Illmitzer Zicksee sollte der Nationalpark als Pächter der Schilfernteflächen auftreten, damit

die Herdenführung erleichtert und die gezielte Reduzierung der Schilfbestände zwecks Öffnung der Ufer und verwachsener Lackenteile ermöglicht wird (sei es durch Beweidung oder andere Maßnahmen)

Büsche, Bäume und Hochstände

Im gesamten Projektgebiet sollten nicht autochthone Büsche und Bäume ersatzlos entfernt werden, besonders Ölweiden und Robinien. Auch einheimische Baumarten sollten durchwegs gerodet werden, sofern es sich nicht um besonders schöne Exemplare (wie die Silberweiden entlang des Pfarrgrabens) handelt. Obst- und Nußbäume in aufgelassenen Weingärten, sowie die ausgedehnten Holundergebüsche auf der Halbinsel sollten ebenfalls gefällt werden. Einen Sonderfall stellt der Windschutzstreifen aus Hybridpappeln am Südostrand des Zickseegebietes dar, der sich zur Ortschaft hin zu einem kleinen Wäldchen verbreitert. Er wurde wohl zum Schutz der dahinterliegenden Kulturen und Siedlungsbereiche angelegt, und wird deshalb nicht entfernt werden können. Dennoch sollte an seinem schutzgebietsseitigen Rand, von dem aus Ölweiden, Eschen und andere Bäume in die Wiesen vordringen, großzügig gerodet werden und nur eine heckenartiger Streifen am Güterweg im Unterwuchs der Pappelallee belassen werden. Im Bereich der Hubertuskapelle könnten einige Eschen um die Kapelle erhalten bleiben, der Eschenjungwuchs im westlich anschließenden Trockenrasen dagegen sollte ebenso entfernt werden, wie das aufgelockerte Gehölz aus Birken, Eschen und Robinien auf der Kuppe südwestlich der Kapelle. Einzelne Hundsrosenbüsch könnten in den Weideflächen stehen bleiben. Das Ziel ist eine weitgehende Öffnung der Landschaft im Schutzgebiet: es sei daran erinnert, daß noch in den Vierziger Jahren auf der Halbinsel des Illmitzer Zicksees Triebe gebrütet haben (ZIMMERMANN 1944), was als verlässlicher Hinweis auf die damalige Baumarmut angesehen werden kann. Sobald die bestehenden Jagdpachtverträge ausgelaufen sind und der Nationalpark als Jagdpächter auftritt, sollten alle "Reviereinrichtungen" wie Hochstände, Fasanschütten und dgl. entfernt werden.

Säuberung der Weideflächen und Renaturierungsgebiete von Bauschutt, Weingartendraht etc.

Ein nicht zu unterschätzendes Weidehindernis sind die Abfälle und vergessenen Materialdepots des Weinbaubetriebes (Beton- und Metallsteher, Verankerungen, Drahtrollen etc.). Zusammen mit zahlreichen kleinen oder größeren Bauschuttalagerungen sollten sie in einer Säuberungsaktion entfernt werden, um den Weidebetrieb sicherer zu gestalten und Flächengewinne zu erzielen. Die Bauschuttalagerungen dienen meist als provisorische Wegbefestigungen im Feuchtwiesenbereich und unterbrechen oft die Verbindung zwischen zwei feuchten Senken. Mit der Einstellung der Schilfwirtschaft sollten auch die ehemaligen

Schilflagerplätze von ihrer oft dicken Auflage verrotteten Schilfs befreit werden.

Wiederherstellung der ursprünglichen Geländemorphologie.

Zwischen Weingartenparzellen auf Kuppen und im Randbereich von tiefergelegenen und somit überschwemmungsgefährdeten Kulturflächen wurden oft tiefe Rillen und Gräben zur besseren Abführung des Niederschlagswassers gezogen. Die Stilllegung von Wirtschaftsflächen sollte zum Anlaß genommen werden, diese lokalen Drainagesysteme wieder einzuebnen. Genauso sollten Grabenwälle, wie etwa der Aushub des Pfarrgrabens entfernt werden, da sie mit der Zeit mehr oder weniger salzfreie Rücken in extremen Salzbiotopen darstellen, auf denen sich Ölweiden und andere Sträucher spontan ansiedeln. Der Aushub des Pfarrgrabens wirkt zudem wie ein Damm, der das Überschwemmungsmuster der angrenzenden Flächen verändert, und Räufern das Vordringen in ein wichtiges Brutgebiet erleichtert.

6. Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird der Fortpflanzungserfolg des Rotschenkels (*Tringa totanus*) und des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) in Abhängigkeit von Neststandort, Vegetationsstruktur, Landschaftsstruktur und der Managementmaßnahme Beweidung untersucht.

- Bei dem im Seewinkel üblichen Hutweidebetrieb haben Nestverluste durch Viehtritt keine großen Auswirkungen auf den Bruterfolg der untersuchten Arten. Voraussetzung dafür ist allerdings, daß Bereiche regelmäßiger Verdichtung der Herde (Korridore, Triften, Koppelnähe) nicht auf Koloniestandorten der Wiesenlimikolen liegen. Die Gestaltung eines schonenden Weidebetriebs setzt also die Kenntnis von Siedlungsdichtezentren voraus. Befristete Gebietssperren sind ein taugliches Mittel um Schäden zu vermeiden. Diese Sperren müssen bis Anfang Juni aufrechterhalten werden.

Auf großen, weiträumigen Weideflächen ohne Hindernisse (eingestreute Weingärten, Schilfernteflächen etc.) sind selbst Koloniestandorte nur wenig gefährdet. Vergrößerung und Arrondierung bestehender Weideflächen durch die Stilllegung angrenzender Äcker und Weingärten ist deshalb ein dringendes Anliegen.

- Gelegeverluste gingen in unserem Untersuchungsgebiet fast ausschließlich auf Predatoren zurück. Beim Rotschenkel war das Ausmaß der Verluste so groß, daß die Produktivität des Bestandes nicht zu seiner Selbsterhaltung ausreichte.

- Die Vegetationstruktur in der Umgebung der Rotschenkelnester hatte keinen Einfluß auf den Bruterfolg.
- Das Unterbleiben von Eingriffen in die Vegetation führte allerdings auf einigen Probeflächen zur Abnahme der Wiesenlimikolenbestände.
- Die Nachbarschaft zu Kiebitznestern, die Lage auf Inseln in überschwemmten Gelände und die Nähe zu Wegen, die von Touristen frequentiert werden, verringerten den Räuberdruck auf Rotschenkelgelege.
- Die Nähe zu Bäumen, Hochständen und Weingartenrändern vermehrte dagegen die räuberbedingten Gelegeverluste.

Offenheit und Weiträumigkeit der Landschaft, Baumarmut und hohe Wasserstände wirken sich auf die Produktivität der Wiesenlimikolenbestände positiv aus. Kurzgrasigkeit der Weiden hat möglicherweise über die Anhebung der Kiebitzsiedlungsdichte einen positiven Einfluß auf den Bruterfolg des Rotschenkels. Ein umfassendes Management der Wiesenlimikolenbestände darf sich deshalb nicht auf Eingriffe in die Vegetationstruktur (mittels Beweidung oder Mahd) beschränken. Sie muß auch um die Anhebung der künstliche abgesenkten Wasserstände und um die Wiederherstellung der ursprünglichen Offenheit der Seewinkler Landschaft bemüht sein. In diesem Sinne werden abschließend Management- und Entwicklungsvorschläge für die Weidegebiete am Illmitzer Zicksee und am Kirchsee gemacht.

7. Literatur

- ATKINSON, D. & D.B.A. THOMPSON (1987): Constraint and restraint in breeding birds. Wader Study Group Bull. 49, 18-19.
- BEINTEMA, A.J. (1986): Nistplatzwahl im Grünland: Wahnsinn oder Weisheit? Corax 11/4, 301-310.
- BEINTEMA, A.J. (1992): Zur Populationsentwicklung von Weidevögeln. LÖLF Mitt. 3/92, 26-28.
- BEINTEMA, A.J., T.F. de BOER, J.B. BUKER, G.J.D.M. MÜSKENS, R.J. van der WAAL & P.M. ZEGERS (1982): Verstoring van weidevogellegfels door weidend vee. Directie Beheer Landbouwgronden, Utrecht, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- BEINTEMA, A.J. & G.J.D.M. MÜSKENS (1987): Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. J. Appl. Ecol. 24, 743-758.
- BOYD, H. (1962): Mortality and fertility in European Charadrii. Ibis 104, 368-387.
- BUB, H. (1957): Der Rotschenkel als Brutnachbar des Kiebitz. Vogelwelt 78, 95-96.
- CROZE, H. (1970): Searching image in Carrion Crows. Z. Tierpsychol. Beih. 5, 1-85.
- DYRCZ, A. & J. WITKOWSKI (1987): Numbers, distribution and interspecific relations of breeding waders in natural Biebzra fen and adjacent reclaimed marsh. Wader Study Group Bull. 51, 42-44.
- ELLIOT, R.D. (1985): The exclusion of avian predators from aggregations of nesting Lapwings (*Vanellus vanellus*). Anim. Behav. 33, 308-314.
- FRISCH, O.v. (1957): Brutgemeinschaft Rotschenkel - Kiebitz. Vogelwelt 78, 153-155.
- GALBRAITH, H. (1987): Marking and visiting Lapwing *Vanellus vanellus* nests does not affect clutch survival. Bird Study 34, 137-138.
- GLUTZ von BLOTZHEIM, U.N., K.M. BAUER & E. BEZZEL (1977): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 7. Akademische Verlagsgesellschaft Wiesbaden.

- GLOE, P. (1982): Enge Brutnachbarschaft von Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Rotschenkel (*Tringa totanus*). Orn. Mitt. 34, 201.
- GREEN, R.E., J. HAWELL & T.H. JOHNSON (1987): Identification of predators of wader eggs from egg remains. Bird Study 34, 87-91.
- GREEN, R.E., G.J.M. HIRONS & J.S. KIRBY (1990): The effectiveness of nest defence by Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. Ardea 78/3, 405-413.
- GROSSKOPF, G. (1958): Zur Biologie des Rotschenkels (*Tringa t. totanus*) I. J.Orn. 99, 1-17.
- GROSSKOPF, G. (1959): Zur Biologie des Rotschenkels (*Tringa t. totanus*) II. J. Orn. 100, 210-236.
- GROSSKOPF, G. (1970): Der Einfluß von Alter und Partnerwahl auf das Einsetzen des Brutgeschäfts beim Rotschenkel *Tringa totanus totanus*. J. Orn. 111, 420-437.
- JOHNSON, D.H. (1979): Estimating nest success: the Mayfield Method and an alternative. Auk 96, 651-661.
- KOHLER, B. & G. RAUER (1993): Wiesenvögel. Unveröff. Zwischenbericht zum Projekt des UBA: "Ramsar-Bericht Neusiedlersee/Seewinkel".
- KÖLLNER, J.E. (1983): Vegetationsstudien im westlichen Seewinkel (Burgenland) - Zitzmannsdorfer Wiesen und Salzlackenränder. Phil. Diss. Univ. Salzburg.
- KING, C. (1989): The natural history of weasels and stoats. Christopher Helm, London.
- LEITNER, M.K. (1987): Zur Veränderung der Kleinsäugerfauna des Neusiedlersee-Gebietes im Verlauf der letzten drei Jahrzehnte. Phil. Diss. Univ. Wien.
- MACDONALD, D. (1987): Running with the fox. Unwin Hyman, London.
- MAYFIELD, H. (1961): Nesting success calculated from exposure. Wilson Bull. 73, 255-261.
- MAYFIELD, H.F. (1975): Suggestions for calculating nest success. Wilson Bull. 87, 456-466.
- NETHERSOLE-THOMPSON, D. & M. NETHERSOLE-THOMPSON (1986): Waders, their breeding, haunts and watchers. T. & A.D. Poyser, Calton.

- PAASSEN, A.G., D.H. VELDMAN & A.J. BEINTEMA (1984): A simple device for determination of incubation stages in eggs. *Wildfowl* 35, 173-178.
- PRESTON, F.W. (1957): The look-out perch as a factor in predation by crows. *Wilson Bull.* 69, 368-370.
- RAUER, G. & B. KOHLER (1990): Schutzgebietspflege durch Beweidung. *Wiss. Arb. Burgenland, Sonderband* 82, 221-278.
- SONERUD, G.A. & P.E. FJELD (1987): Long-term memory in egg predators: an experiment with a Hooded Crow. *Orn. Scand.* 18/4, 323-325.
- STIEFEL, A. & H. SCHEUFLER (1984): Der Rotschenkel. *Neue Brehm Bücherei* 562. A. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- STROUD, D.A., T.M. REED & N.J. HARDING (1990): Do moorland breeding waders avoid plantation edges. *Bird Study* 37, 177-186.
- THOMPSON, D.B.A., P.S. THOMPSON & D. NETHERSOLE-THOMPSON (1988): Fidelity and philopatry in breeding Redshanks (*Tringa totanus*) and Greenshanks (*T. nebularia*). *Acta XIX. Congr. Int. Orn. Vol.1*, 563-574.
- THOMPSON, P.S. & W.G. HALE (1989): Breeding site fidelity and natal philopatry in the Redshank *Tringa totanus*. *Ibis* 131, 214-224.
- THOMPSON, P.S. & W.G. HALE (1991): Age-related reproductive variation in the Redshank *Tringa totanus*. *Orn. Scand.* 22, 353-359.
- THOMPSON, P.S. & W.G. HALE (1993): Adult survival and numbers in a coastal breeding population of Redshank *Tringa totanus* in northwest England. *Ibis* 135, 61-69.
- VÄISÄNEN, R.A. (1977): Geographic variation in timing of breeding and egg size in eight European species of waders. *Ann. Zool. Fennici* 14, 1-25.
- VERSTRAEL, T.J. (1987): Weidevogelonderzoek in Nederland. Contactcommissie Weidevogelonderzoek van de Nationale Raad voor Landbouwkundig onderzoek te's Gravenhage.
- WITT, H. (1986): Reproduktionserfolge von Rotschenkel (*Tringa totanus*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) in intensiv genutzten Grünlandgebieten - Beispiele für eine "irrtümliche" Biotopwahl sogenannter Wiesenvögel. *Corax* 11/4, 262-300.

- ZANDE, A.N. van der, W.J. ter KEURS & W.J. van der WEIJDEN (1980):
The impacts of roads on the densities of four bird species
in an open field habitat - evidence of a long-distance
effect. Biol. Conserv. 18/1, 299-321.
- ZHMUD, M.Y. (1992): Territorial relations and population structure
of the Redshank *Tringa totanus* during the nesting period
in the south of Ukraine. Wader Study Group Bull. 64, 45-
46.
- ZIMMERMANN, R. (1944): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des
Neusiedler Seegebiets. Annalen d. Naturhistorischen
Museums Wien, Bd. 54.

Tab.1: Mittlere April-Pegelstände der an die Probeflächen grenzenden Gewässer.

	Illm. Zicksee cm ü. Sohle	Unterstinker cm ü.Sohle	Neusiedler See cm ü. Pegelnullpunkt
1990	0	20	151
1991	1	32	140
1992	53	60	170

Tab.2: Phänologie des Legebeginns von Kiebitz und Rotschenkel.

	K i e b i t z			R o t s c h e n k e l		
	1990	1991	1992	1990	1991	1992
Legebeginn						
Median	8.4.	28.3.	30.3.	26.4.	20.4.	26.4.
1. Gelege	17.3.	22.3.	18.3.	9.4.	9.4.	28.3.
letztes Gelege	22.5.	31.5.	3.6.	21.5.	23.5.	3.6.
Hauptlegeperiode						
Datum	29.3.-	24.3.-	24.3.-	18.4.-	13.4.-	3.4.-
	13.5.	23.4.	18.5.	18.5.	18.5.	28.5.
Dauer (Tage)	45	30	55	30	35	55
N	(41)	(57)	(90)	(32)	(31)	(89)

Tab.3: Siedlungsdichte (Anzahl gleichzeitig bestehender Nester/10 ha) von Kiebitz und Rotschenkel auf den drei alljährlich bearbeiteten Untersuchungsflächen.

	K i e b i t z			R o t s c h e n k e l		
	1990	1991	1992	1990	1991	1992
Illmitzer Zicksee	2.72	7.55	10.12	2.26	4.53	7.55
Lacke 54	6.45	0.00	11.29	11.29	3.23	20.97
Seevorgelände	3.28	0.82	1.64	2.46	0.81	4.10

Tab.4: Schlüpfertfolg von Kiebitz und Rotschenkel ("konventionelle Methode: Anteil geschlüpfter Gelege in % aller gefundenen Nester, MAYFIELD - Methode: Überlebenswahrscheinlichkeit eines Geleges von Bebrütungsbeginn bis zum Schlüpfen; in der Legephase verlorengegangene Nester blieben unberücksichtigt).

	"konventionelle" Methode			MAYFIELD - Methode		
	1990	1991	1992	1990	1991	1992
Kiebitz	38.46	57.38	68.63	26.95	48.56	72.10
Rotschenkel	13.33	38.10	39.23	11.34	33.88	26.96
Vergleiche:	90-91	91-92	90-92	90-91	91-92	90-92
Kiebitz- Kiebitz	X ² =4.242 <u>p=0.0370</u>	X ² =1.433 p=0.2292	X ² =10.969 <u>p=0.0013</u>	z=1.9199 p<0.10	z=2.5200 <u>p<0.05</u>	z=3.5446 <u>p<0.005</u>
Rotschenkel- Rotschenkel	X ² =7.059 <u>p=0.0079</u>	X ² =0.475 p=0.4981	X ² =5.914 <u>p=0.0143</u>	z=2.2204 <u>p<0.05</u>	z=-0.7162 p>0.10	z=1.8135 p<0.10
Rotschenkel- Kiebitz	X ² =6.693 <u>p=0.0095</u>	X ² =4.105 <u>p=0.0401</u>	X ² =28.516 <u>p=0.0000</u>	z=2.0466 <u>p<0.05</u>	z=1.6171 p>0.10	z=4.7996 <u>p<0.001</u>

Tab.5: Tägliche Überlebensraten (S.R.) von Kiebitz- und Rotschenkel-Nestern in der Legephase und als Vollgelege.

	S.R.	95% Konf. Int.		
Kiebitz				
Legephase	0.8182	0.6711-0.9653		
Vollgelege	0.9785	0.9734-0.9835	z=2.1779	<u>p<0.05</u>
Rotschenkel				
Legephase	0.7651	0.6936-0.8367		
Vollgelege	0.9431	0.9551-0.9311	z=4.9087	<u>p<0.001</u>

Tab.6: Häufigkeit verschiedener Arten von Nestverlusten (in % aller Verluste)

	ausgeraubt	aufgegeben	vom Vieh zertreten	N
Kiebitz	91.46	7.32	1.14	82
Rotschenkel	92.17	5.22	2.61	115

Tab.7: Vergleich der Verlustraten (in % zerstörter Eier bzw. Gelege) in verschiedenen Rotschenkelpopulationen.

Ort/Jahr	Nestanzahl	Gesamtver- luste (%)	Verluste durch Räuber (%)	Quelle
Wangerooge 1955-1958	271	22.7	<13.0	GROSSKOPF in GLUTZ et al. 1977
ebenda 1966	53	77.9	61.0	ders.
Kirr 1972-1981	574	31.0	16.3	STIEFEL & SCHEUFLER 1984
Ribble Estuary 1983	198	60.6	4.5	THOMPSON in NETHERSOLE- THOMPSON 1986
ebenda 1984	197	15.7	0.5	ders.
ebenda 1985	165	35.8	0.6	ders.
Seewinkel 1990	30	86.7	80.0	(vorliegende Arbeit)
ebenda 1991	42	61.9	52.4	ders.
ebenda 1992	102	60.8	57.8	ders.

Tab.8: Räuberbedingte Nestverluste von einer Kontrolle zur nächsten, in Abhängigkeit von der Art der ersten Nestkontrolle (Fernkontrolle, Nahkontrolle, Vermessung der Eier bzw. der Vegetation in der Nestumgebung, Fang); Kontr.-Abst.: mittlerer Abstand zur nächsten Kontrolle.

			Fern-K.	Nah-K.	Mess.	Fang
Kiebitz	1990	% überlebt	84.21	73.33	85.71	
		N	95	15	21	
			$X^2=1.208$		$p>0.50$	
		Kontr.-Abst.	4.69	6.27	2.90	
	1991	% überlebt	93.5	95.20	87.70	
		N	246	21	57	
			$X^2=2.487$		$p>0.25$	
		Kontr.-Abst.	3.17	5.62	4.05	
	1992	% überlebt	97.77	92.11	93.75	
N		300	76	80		
		$X^2=6.299$		<u>$p<0.05$</u>		
	Kontr.-Abst.	4.43	6.12	4.16		
Rotschenkel	1990	% überlebt	73.53	75.00	73.68	60.00
		N	34	20	19	15
			$X^2=1.211$		$p>0.75$	
		Kontr.-Abst.	3.74	4.53	4.28	3.40
	1991	% überlebt	87.88	85.42	88.24	
		N	41	48	34	
			$X^2=0.176$		$p>0.90$	
		Kontr.-Abst.	4.10	4.83	4.94	
	1992	% überlebt	85.50	80.00	78.69	
N		80	55	61		
		$X^2=0.339$		$p>0.75$		
	Kontr.-Abst.	6.72	5.42	3.69		

Tab.9: Tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten von Rotschenkel- und Kiebitzgelegen nach verschiedenen Arten von Nestkontrollen (Fernkontrollen, Nahkontrollen, Vermessung der Eier und der Vegetationsstruktur in der Nestumgebung, Fang).

		Fern-K.	Nah-K.	Mess.	Fang
Kiebitz	1990	0.9549	0.9322	0.9444	
	1991	0.9764	0.9882	0.9653	
	1992	0.9940	0.9823	0.9828	
Rotschenkel	1990	0.9269	0.9294	0.9275	0.8537
	1991	0.9643	0.9609	0.9710	
	1992	0.9606	0.9485	0.9278	

Tab.10: Versuch einer Eingrenzung der bearbeitungsbedingten Verminderung des Schlüpferfolgs von Rotschenkel und Kiebitz in den Untersuchungsjahren 1990 -1992. Die aus der täglichen Überlebensrate nach Fernkontrollen errechnete Wahrscheinlichkeit, daß ein Gelege bis zum Schlüpfen überlebt, dient als der hypothetische Schlüpferfolg einer unbeeinflußten Kontrollgruppe. (Es wurden ausschließlich räuberbedingte Verluste berücksichtigt.)

		Fern-K.	alle Daten	Verminderung d. Schlüpferfolgs
Kiebitz	1990	0.3268	0.2852	-12.7 %
	1991	0.5247	0.5133	-2.2 %
	1992	0.8500	0.7665	-9.8 %
Rotschenkel	1990	0.1617	0.1243	-23.1 %
	1991	0.4179	0.4210	+0.7 %
	1992	0.3811	0.2883	-24.3 %

Tab.11: Ergebnisse der Versuche mit Kunstgelegen zur Bestimmung des Einflusses von Nestbesuchen auf die Höhe der Verluste durch Räuber.

	besuchte Nester	Kontroll- gruppe
Geiselsteller, 7.6.-20.6. 1990 (Nestbesuche am 12.,13.,18.6.)		
Anzahl Nester zu Versuchsbeginn	10	10
intakte Nester bei Endkontrolle	4	4
Lacke 54, 7.6.-20.6. 1990 (Nestbesuche am 12.,13.,18.6.)		
Anzahl Nester zu Versuchsbeginn	5	5
intakte Nester bei Endkontrolle	0	2
Seevorgelände/Biol.Station, 21.5.-14.6. 1991 (Nestbesuche 23.,25.,28.,30.5.,8.,12.6)		
Anzahl Nester zu Versuchsbeginn	10	10
intakte Nester bei Endkontrolle	3	3
Kapitelhutweide, 23.5.-29.5. 1992 (Nestbesuche 25.,28.5.)		
Anzahl Nester zu Versuchsbeginn	17	17
intakte Nester bei Endkontrolle	2	2

Tab.12: Neststandort und Vegetationsstruktur in der engeren Nestumgebung beim Rotschenkel. Jahresweiser Vergleich mittels Kruskal-Wallis-Test (die ersten 4 Parameter) bzw. X²-Test (die restlichen, nominalskalierten Parameter)

		alle Daten	1990	1991	1992
Vegetationshöhe (cm)	Median	12.3	16.2	13.7	10.8
	Bereich (N)	4.0-46.7 (193)	5.3-46.7 (35)	5.6-30.0 (37)	4.0-39.2 (121)
H = 12.362, p = 0.0025					
Vegetationsdichte (0-10 cm Höhe; %)	Median	23.0	29.7	28.7	20.0
	Bereich (N)	0 -62.3 (195)	12.0-60.5 (35)	10.2-62.3 (37)	0 -50.3 (123)
H = 37.926, p = 0.0000					
Anteil offenen Bodens (%)	Median	15.8	14.2	10.8	20.0
	Bereich (N)	0 - 100 (195)	0 -56.7 (35)	0 -35.0 (37)	0 - 100 (123)
H = 12.425, p = 0.0024					
Vegetationshöhe am Nest (cm)	Median	20	25	25	20
	Bereich (N)	5 - 50 (197)	5 - 40 (35)	10 - 40 (40)	8 - 50 (122)
H = 11.543, p = 0.0035					
Bodenfeuchte	trocken	53.8	37.1	70.3	53.7
	feucht	29.2	45.7	27.0	25.2
	naß	12.3	14.3	2.7	14.6
	überschwemmt	4.3	2.9	0	6.5
	(N)	(195)	(35)	(37)	(123)
X ² = 13.28, p < 0.01					
Anteil nichtgrasiger Vegetation	0	32.3	31.4	27.0	34.1
	+	28.2	25.7	40.5	25.2
	++	30.3	31.4	18.9	33.3
	+++	9.2	11.4	13.5	7.3
	(N)	(195)	(35)	(37)	(123)
X ² = 7.05, p > 0.25					
Schilf in der Nestumgebung	ja	96.4	85.7	100	98.4
	nein (N)	3.6 (195)	14.3 (35)	0 (37)	1.6 (123)
Nest in Horst/Bülte	ja	52.8	38.2	46.3	59.0
	nein	47.2	61.6	53.7	41.0
	(N)	(197)	(34)	(41)	(122)
X ² = 6.64, p < 0.05					

(Tab.12, Fortsetzung)		alle Daten	1990	1991	1992
Einsehbarkeit d. Nestes	offen	64.4	57.1	51.4	70.6
	geschlossen	35.6	42.9	48.6	29.4
	(N)	(191)	(35)	(37)	(119)
			$X^2 = 5.545, p > 0.05$		
Zelt ausgebildet	ja	58.1	57.1	55.2	60.0
	nein	41.9	42.9	44.8	40.0
	(N)	(105)	(21)	(29)	(55)
			$X^2 = 0.18, p > 0.90$		
Pflanzen- gesellschaft	"trocken"	38.3	14.3	32.5	46.8
	übergang	10.0	8.6	7.5	11.1
	"feucht"	51.7	77.1	60.0	42.1
	(N)	(201)	(35)	(40)	(126)
			$X^2 = 15.636, p < 0.01$		

Tab.13: Landschaftsstruktur in der Umgebung von Rotschenkelnestern: kürzeste Abstände (m) zu verschiedenen Strukturelementen.

	Median	Bereich	N
Wasser	28	0 - 361	202
Schilf	56	2 - 196	202
Baum oder Hochstand	140	11 - 403	202
Weingarten	84	6 - 294	202
Feldweg	112	0 - 364	202

Tab.14: Neststandort und Vegetationsstruktur in der engeren Nestumgebung beim Rotschenkel: Vergleich zwischen erfolgreichen und ausgeraubten Gelegen (Mann-Whitney-U-Test bzw. X^2 -test).

		erfolgreiche Nester	ausgeraubte Nester	
Vegetationshöhe	Median	11.0	13.0	
	Bereich	4.0-37.5	5.3-46.7	$z = -0.773$
	(N)	(59)	(125)	$p = 0.4461$
Vegetationsdichte (0-10 cm Höhe)	Median	22.8	22.5	
	Bereich	0 -62.3	3.7-60.5	$z = -0.243$
	(N)	(59)	(125)	$p = 0.7948$
Anteil offenen Bodens	Median	15.0	16.7	
	Bereich	0 - 100	0 -80.8	$z = -0.454$
	(N)	(59)	(125)	$p = 0.6546$
Vegetationshöhe am Nest	Median	20	20	
	Bereich	10 - 40	5 - 50	$z = -2.291$
	(N)	(59)	(125)	$p = 0.0207$
Bodenfeuchte	trocken	58.3	52.4	
	feucht	28.3	29.4	
	naß/überschwemmt	13.3	18.2	$X^2 = 0.871$
	(N)	(60)	(126)	$p > 0.50$
Anteil nichtgrasiger Vegetation	0	23.7	36.5	
	+	37.3	23.8	
	++	27.1	31.7	
	+++	11.9	7.9	$X^2 = 5.589$
	(N)	(59)	(126)	$p > 0.10$
Nest in Horst/Bülte	ja	46.7	55.7	
	nein	53.3	44.3	$X^2 = 1.355$
	(N)	(60)	(131)	$p = 0.2426$
Einsehbarkeit des Nestes	offen	63.3	65.2	
	geschlossen	36.7	34.8	$X^2 = 0.062$
	(N)	(60)	(130)	$p = 0.7907$
Zelt	ja	59.6	59.6	
	nein	40.4	40.4	$X^2 = 0.000$
	(N)	(47)	(52)	$p = 0.9448$
Pflanzen-gesellschaft	"trocken"	45.0	37.6	
	Übergang	16.7	6.9	
	"feucht"	38.3	55.4	$X^2 = 6.833$
	(N)	(60)	(130)	$p < 0.05$

Tab.15: Landschaftsstruktur in der Umgebung von Rotschenkelnestern: Vergleich zwischen erfolgreichen und ausgeraubten Gelegen (kürzeste Abstände zu verschiedenen Strukturelementen; Mann-Whitney-U-Test)

		erfolgreiche Nester	ausgeraubte Nester	
Wasser	Median	25	34	z = -0.289
	Bereich	0 - 224	0 - 361	p = 0.7648
Schilf	Median	60	56	z = -0.498
	Bereich	3 - 196	2 - 196	p = 0.6245
Baum/ Hochstand	Median	168	126	z = -3.651
	Bereich	14 - 403	11 - 368	<u>p = 0.0005</u>
Weingarten	Median	140	73	z = -3.028
	Bereich	22 - 294	6 - 274	<u>p = 0.0029</u>
Feldweg	Median	88	113	z = -2.019
	Bereich	6 - 308	0 - 364	<u>p = 0.0408</u>

Tab.16: Vergleich der Nester auf "Inselstandorten" (Definition siehe Text) mit den restlichen Nestern hinsichtlich Landschaftsstrukturparameter (Mann-Whitney-U-Test) und Schlüpfertfolg (X^2 -Test).

		"Insel- Nester"	"Festland- Nester"	
Schilf	Median	52	56	z = -1.767
	Bereich	2 - 115	6 - 196	p = 0.0734
Baum/ Hochstand	Median	193	126	z = -5.081
	Bereich	45 - 403	11 - 243	<u>p = 0.0000</u>
Weingarten	Median	187	68	z = -6.094
	Bereich	20 - 294	6 - 257	<u>p = 0.0000</u>
Feldweg	Median	83	147	z = -3.407
	Bereich	3 - 252	0 - 364	<u>p = 0.0010</u>
% erfolgreich (N)		50.0 (62)	22.7 (128)	$X^2 = 14.454$ <u>p = 0.0004</u>

Tab.17: Landschaftsstruktur in der Umgebung von Rotschenkelnestern auf "Inselstandorten": Vergleich zwischen erfolgreichen und ausgeraubten Gelegen (kürzeste Abstände zu verschiedenen Strukturelementen; Mann-Whitney-U-Test).

		erfolgreiche Nester	ausgeraubte Nester	
Schilf	Median	50	53	$z = -0.591$
	Bereich	3 - 114	2 - 112	$p = 0.5616$
Baum/ Hochstand	Median	252	134	$z = 0.0482$
	Bereich	45 - 403	50 - 386	$p = 0.0482$
Weingarten	Median	196	168	$z = -1.844$
	Bereich	31 - 294	20 - 274	$p = 0.0616$
Feldweg	Median	62	98	$z = -1.133$
	Bereich	6 - 252	3 - 224	$p = 0.2558$

Tab.18: Tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten (S.R., Standardfehler S.E.) von Rotschenkel- und Kiebitzgelegen in Abhängigkeit von der Anzahl (besetzter) Kiebitznester im Umkreis von 50 m (statistische Absicherung der Vergleiche nach JOHNSON 1979).

		Anzahl Kiebitznester im Umkreis von 50 m			
		0	1	2	3 - 5
Rotschenkel	S.R.	0.9272	0.9559	0.9694	0.9741
	S.E.	0.01023	0.00963	0.01347	0.01042
		$z=2.0472$ $p < 0.05$	$z=0.8137$ N.S.	$z=0.2771$ N.S.	
Kiebitz	S.R.	0.9656	0.9877	0.9899	0.9939
	S.E.	0.00515	0.00387	0.00381	0.00402
		$z=3.4286$ $p < 0.005$	$z=0.3983$ N.S.	$z=0.5674$ N.S.	

Tab.19: Landschaftsstruktur in der Umgebung von Kiebitznestern:
 Vergleich zwischen erfolgreichen und ausgeraubten Gelegen
 (kürzeste Abstände zu verschiedenen Strukturelementen; Mann-
 Whitney-U-Test)

		erfolgreiche Nester	ausgeraubte Nester	
Schilf	Median	59	56	z = -0.807
	Bereich	1 - 238	5 - 244	p = 0.4255
Baum/ Hochstand	Median	154	146	z = -1.415
	Bereich	14 - 395	14 - 406	p = 0.1532
Weingarten	Median	112	84	z = -1.080
	Bereich	17 - 277	11 - 311	p = 0.2798
Feldweg	Median	92	87	z = -0.415
	Bereich	0 - 288	0 - 308	p = 0.6811

Tab.20: Schlüpfertolg von Kiebitznestern in Abhängigkeit vom
 Neststandortsparameter "Insellage".

	"Insel- nester"	"Festland- nester"	
% erfolgreich	71.0	54.7	X ² = 4.613
(N)	(62)	(128)	p = 0.0297

Tab.21: Kanonische Diskriminanzanalyse der Neststandortsparameter von Rotschenkelnestern.

100 % der Gesamtvarianz werden von einem Diskriminanzfaktor aufgeklärt:

$$X^2_{(18)} = 60.660, \quad p = 0.00002$$

	univariater F-Test		Korrelation mit Faktor
	$F_{(1,178)}$	p	
Anzahl Kiebitznester im Umkreis von 50 m	35.2002	0.00000	- 0.742
Abstand zum nächsten Baum oder Hochstand	15.6310	0.00029	- 0.519
Abstand zum nächsten Weingarten	8.9985	0.00344	- 0.400
Abstand zum nächsten Feldweg	6.7842	0.00974	0.350
Insellage	8.6602	0.00400	- 0.393
Varianz des offenen Bodens	5.4689	0.01931	0.315
Anteil nichtgrasiger Pflanzen	4.1597	0.04028	- 0.276

Parameter, die im univariaten F-Test $p < 0.05$ nicht erreichen:

- Vegetationshöhe
- Vegetationsdichte (0-10 cm Höhe)
- Anteil offenen Bodens
- Vegetationshöhe am Nest
- Varianz der Vegetationshöhe
- Varianz der Vegetationsdichte (0-10 cm Höhe)
- Bodenfeuchte
- Nest in Horst oder Bülte
- Einsehbarkeit des Nestes
- Abstand zur nächsten überschwemmten Fläche
- Abstand zum nächsten Schilfbestand

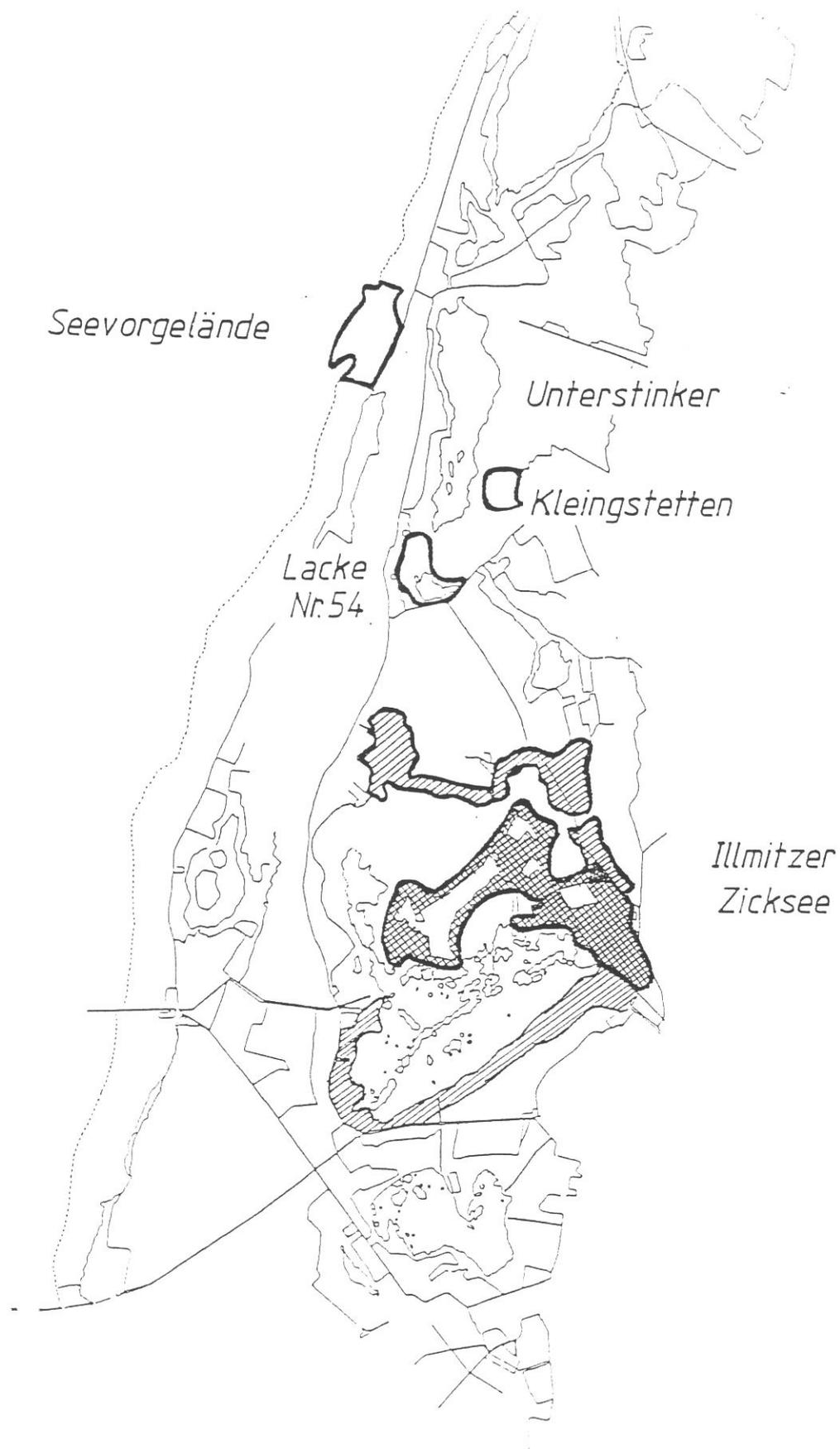
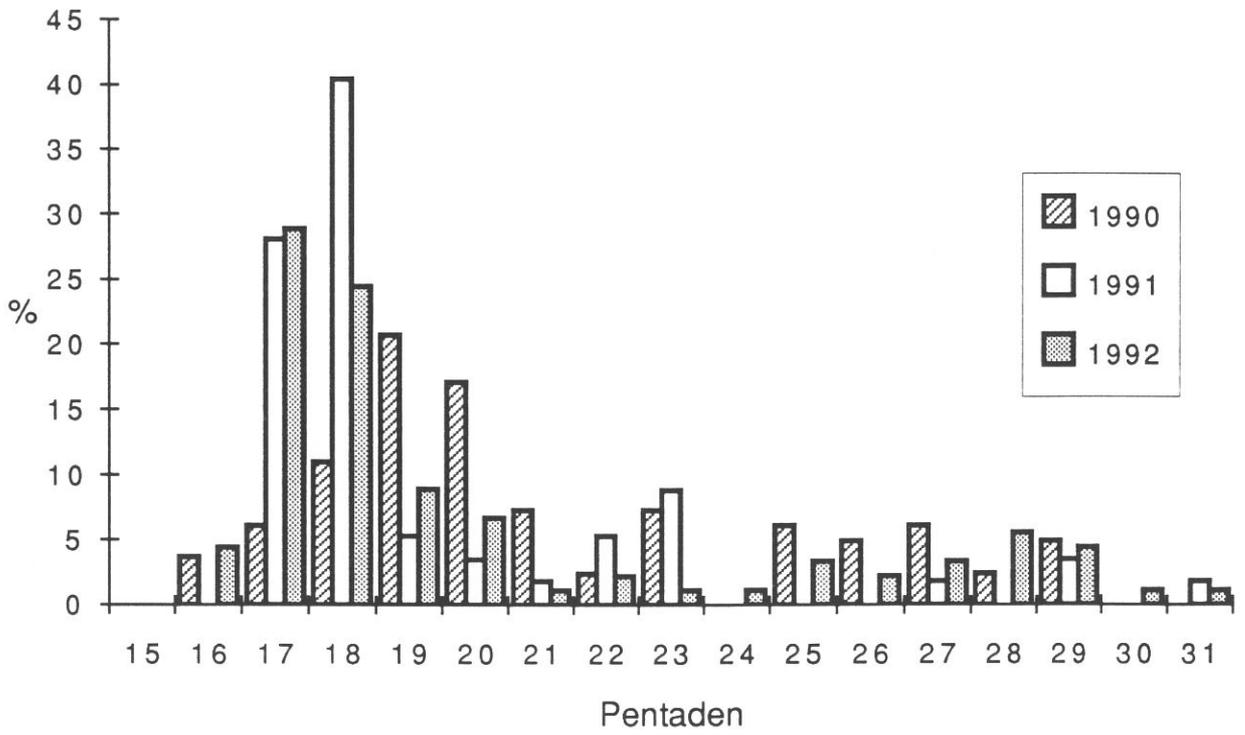


Abb.1: Lage der Probeflächen (durch dicke Begrenzungslinien hervorgehoben) auf Illmitz Gemeindegebiet; Weideflächen am Illmitz Zicksee schraffiert; zur Brutzeit beweideter Teilbereich gekreuzt schraffiert.

Kiebitz



Rotschenkel

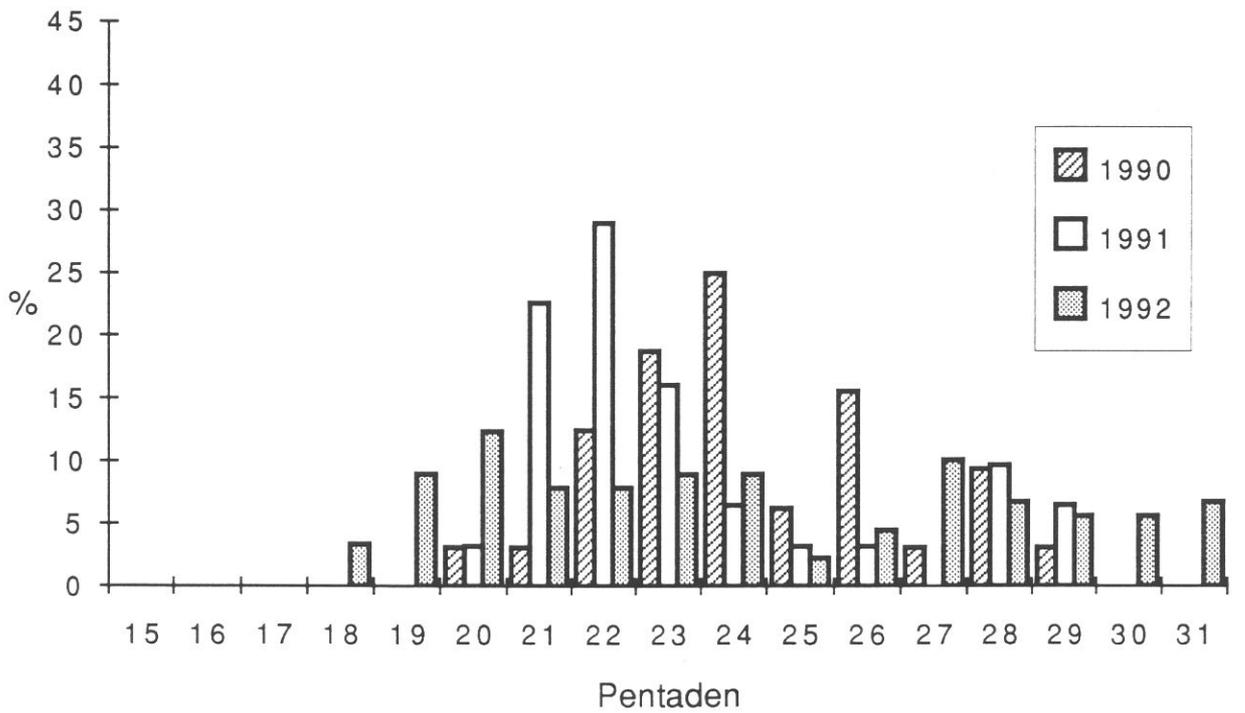


Abb.2: Phänologie des Legebeginns bei Kiebitz und Rotschenkel. Pentadenweise Häufigkeitsverteilung der Bruteinsätze in % aller datierbarer Gelege.

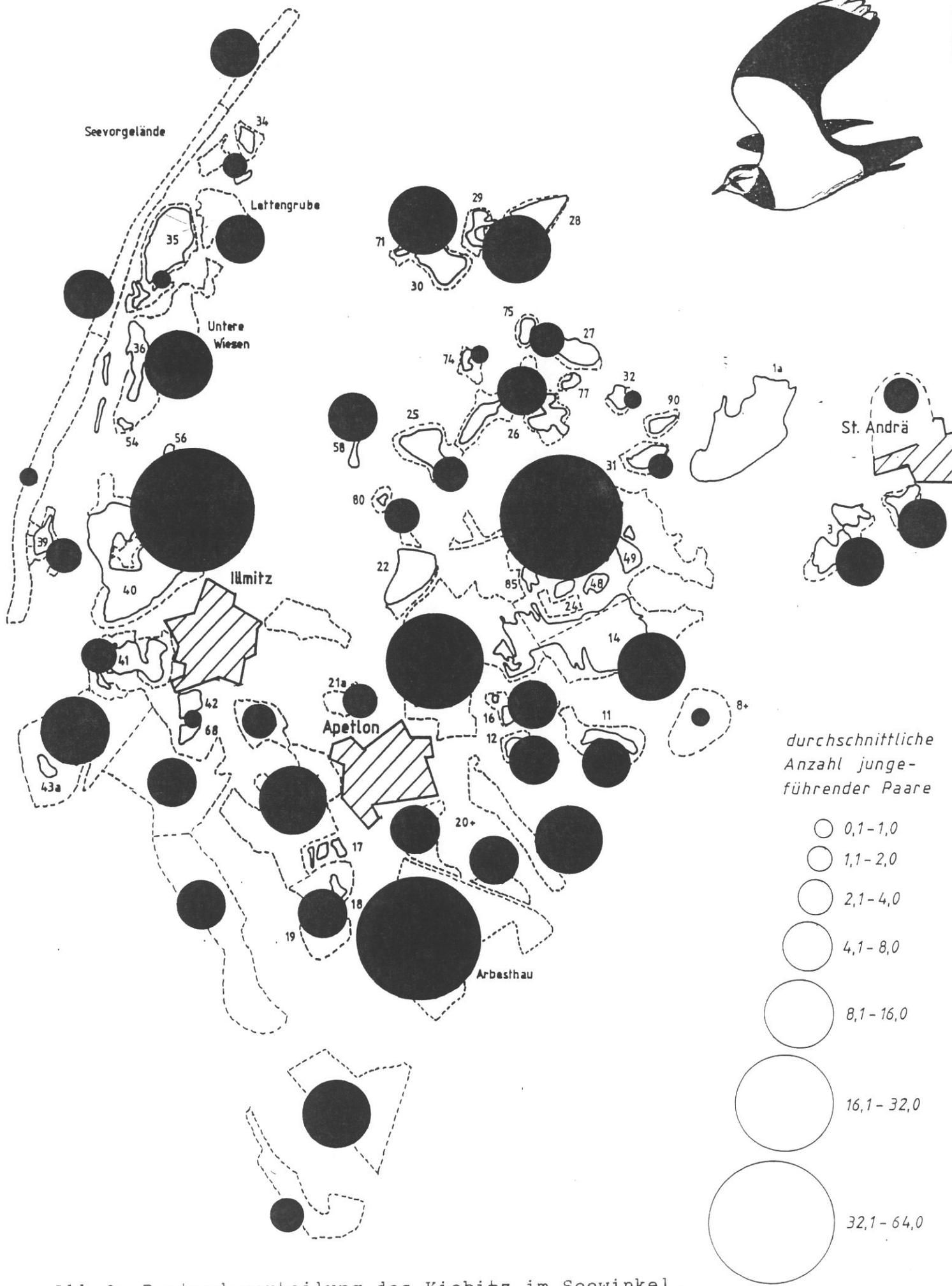


Abb.3: Bestandsverteilung des Kiebitz im Seewinkel.
 Durchschnittliche Anzahl führender Paare in den Jahren 1991 und 1992. Lackennummerierung nach LÖFFLER (1982).

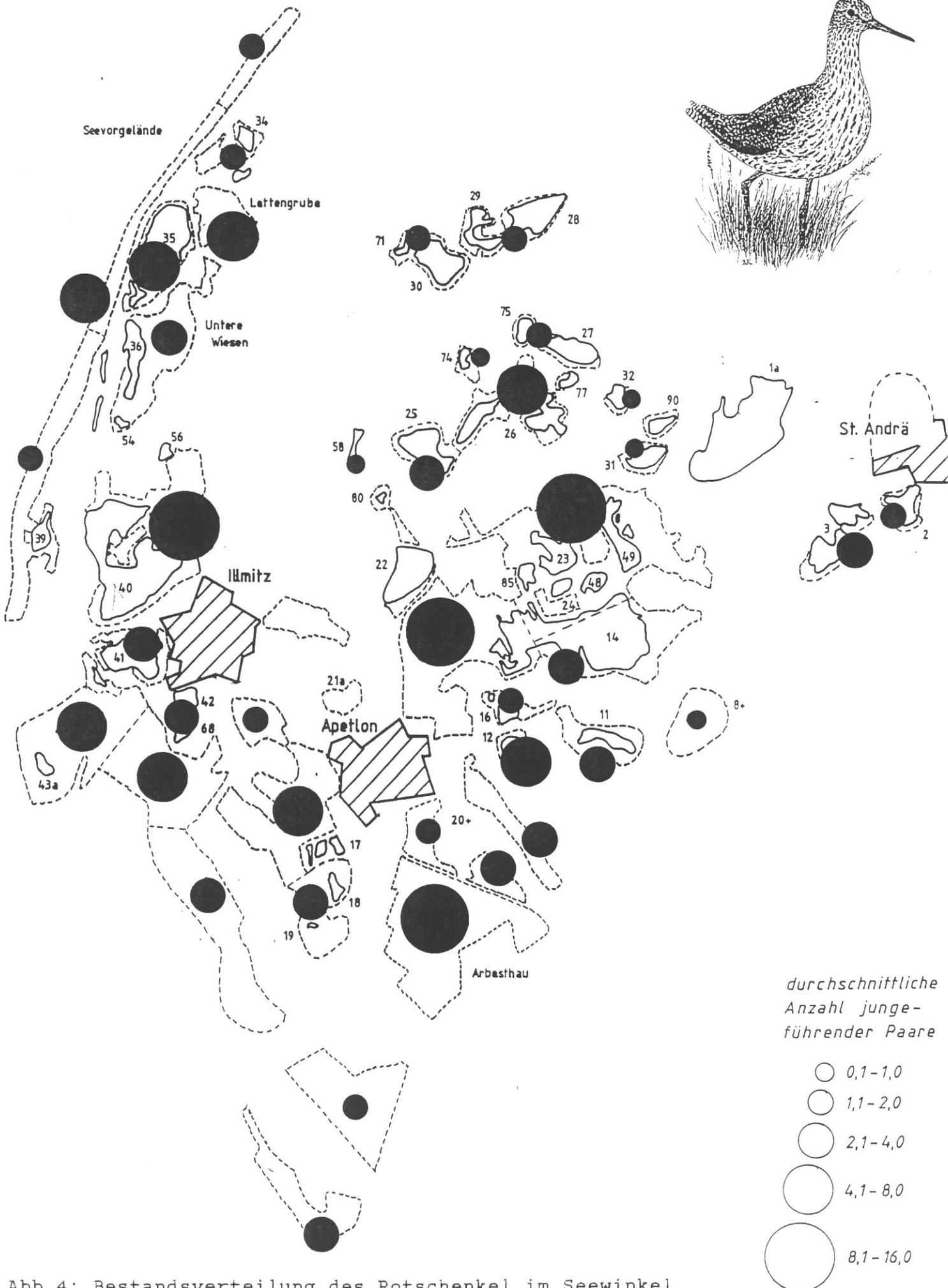
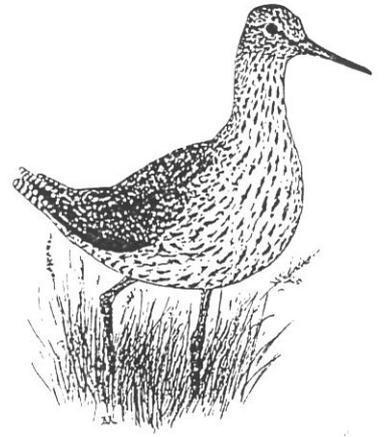


Abb.4: Bestandsverteilung des Rotschenkel im Seewinkel. Durchschnittliche Anzahl führender Paare in den Jahren 1987, 1988, 1991 und 1992. Lackennumerierung nach LÖFFLER (1982).

Revier Illmitz 1 - Raubwildstrecken 1975 - 1991
 Dauer der Jagdpachtperioden: 1970-75, 1976-82, 1983-90

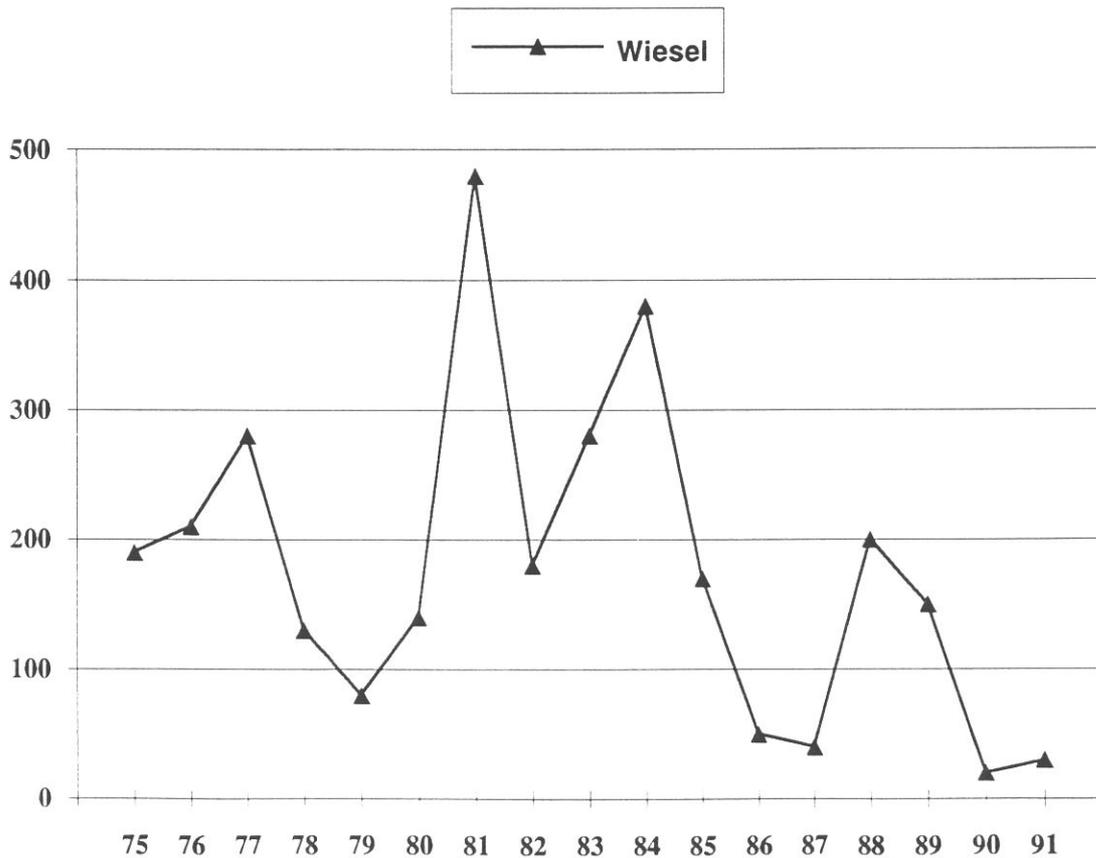
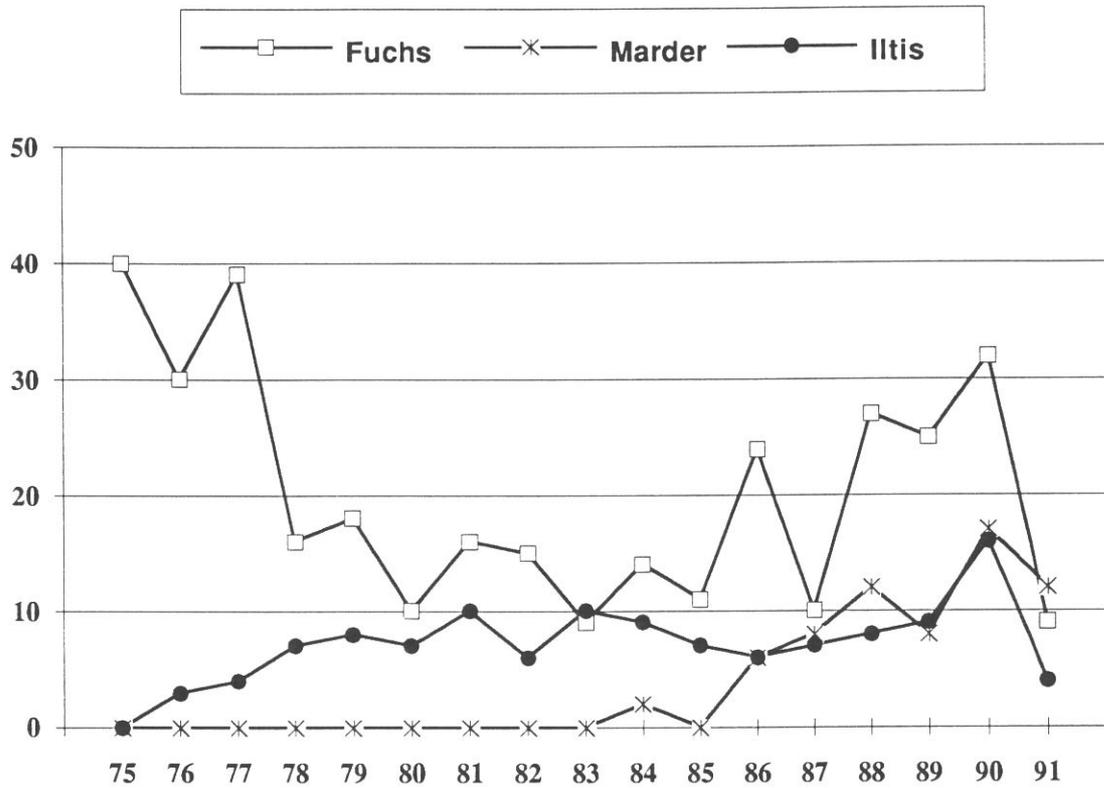


Abb.6: Raubwildstrecken 1975 - 1991 im Jagdrevier Illmitz 1
 (Diagramm von R. PARZ-GOLLNER).

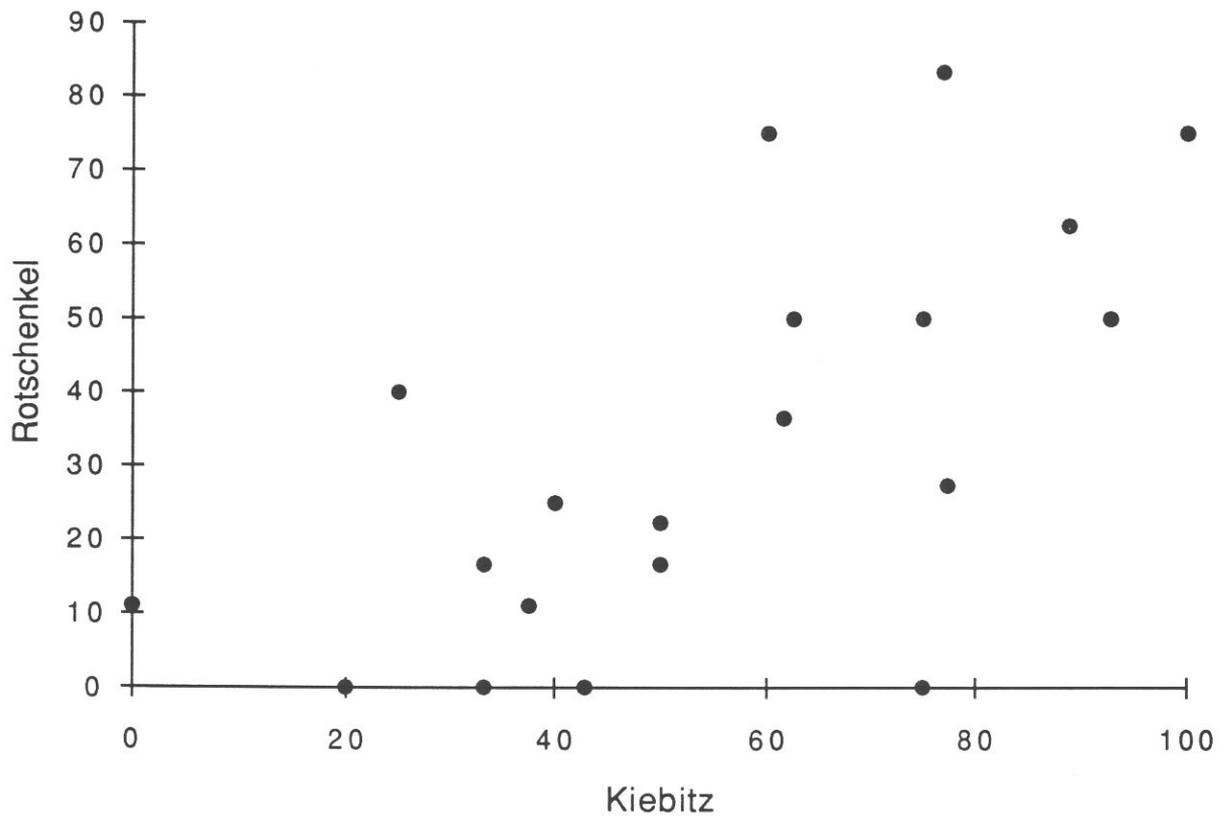


Abb.7: Schlüpfertolg (Anteil erfolgreicher Gelege in % aller Nester) von Kiebitz und Rotschenkel auf verschiedenen Teilflächen des Untersuchungsgebiets. Spearman $R = 0.6594$, $N = 19$, $z = 2.874$, $p = 0.0043$.



Abb.8: Vorschlag zur Flächenstillegung von landwirtschaftlichen Intensivflächen im Bereich der Weideflächen am Illmitzer Zicksee und Kirchsee (Erläuterungen im Text).