

**Der Einfluss extensiver Jagd auf den  
Wasservogelbestand an einem Rastplatz der  
Schnatterente (*Anas strepera*) in Süddeutschland**

**Peter Linderoth**



**Baden-Württemberg**

Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf  
- Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild, Fischerei -

**Wildforschung in Baden-Württemberg      Band 6**

**Der Einfluss extensiver Jagd auf den  
Wasservogelbestand an einem Rastplatz  
der Schnatterente (*Anas strepera*)  
in Süddeutschland**

**Peter Linderoth**



**Baden-Württemberg**

**Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg**

**beim Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf**

## Impressum

<b>Herausgeber</b>	Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf - Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild, Fischerei - Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg 88326 Aulendorf, Atzenberger Weg 99 Homepage: <a href="http://www.lvv-g-bw.de">www.lvv-g-bw.de</a>
<b>Autor</b>	P. Linderoth, Wildforschungsstelle
<b>Titelbild</b>	Schnatterente Foto: S. Tewinkel
<b>Bezug</b>	Über den Herausgeber
<b>Preis</b>	5,- €
<b>ISSN</b>	1864-7995 Wildforschung in Baden-Württemberg
<b>Druck</b>	VEBU Druck, Bad Schussenried



## Inhaltsverzeichnis

Einleitung .....	9
1. Untersuchungsgebiet.....	11
1.1. Ornithologische Bedeutung des Rohrsees .....	12
2. Material und Methode.....	13
2.1. Fragestellung der Untersuchung.....	13
2.1.1. Einfluss der Entenjagd auf den Wasservogelbestand.....	13
2.1.2. Untersuchung zur Jagd ausübung am Rohrsee.....	13
2.1.3. Zeitplan (Untersuchungsphasen).....	13
2.2. Wasservogelzählungen.....	13
2.2.1. Ganzjähriges Monitoring am Rohrsee .....	13
2.2.2. Synchronbeobachtungen während der Jagd an vier potentiellen Ausweichgewässern.....	14
2.3. Messung der Fluchtdistanzen bei den Störversuchen.....	15
2.4. Aufnahme nicht jagdlich bedingter Störungen am Rohrsee .....	16
2.5. Dokumentation des Jagdablaufs und Analyse der Jagdstrecke .....	16
2.6. Zusätzliche Untersuchungen im Herbst 2006.....	16
3. Jagd.....	33
3.1. Entenjagden am Rohrsee .....	33
3.1.1. Ablauf der Jagd .....	33
3.1.2. Jagderfolg und Jagdstrecke .....	33
3.1.3. Verhalten der Vögel bei den Jagden .....	34
4. Bestandserfassung.....	35
4.1. Zählung am Jagdtag an umliegenden Gewässern.....	35
4.1.1. Vertreibungseffekt am Jagdtag .....	35
4.1.2. Dauer der Vertreibung .....	36
4.2. Tageszählungen am Rohrsee in den Jagddekaden.....	37
4.2.1. Schnatterente ( <i>Anas strepera</i> ).....	38
4.2.2. Stockente ( <i>Anas platyrhynchos</i> ).....	39
4.2.3. Löffelente ( <i>Anas clypeata</i> ).....	40
4.2.4. Reiherente ( <i>Aythya fuligula</i> ).....	41
4.2.5. Tafelente ( <i>Aythya ferina</i> ) .....	42
4.2.6. Blässhuhn ( <i>Fulica atra</i> ) .....	43
4.2.7. Höckerschwan ( <i>Cygnus olor</i> ).....	44

---

4.2.8. Haubentaucher ( <i>Podiceps cristatus</i> ).....	45
4.2.9. Zusammenfassung der Tageszählungen in den Jagddekaden.....	46
4.3. Vergleich der Bestandsgröße der Jahre mit Jagd (2000 und 2001) mit dem Jahr ohne Jagd (2002).....	47
4.3.1. Blässshuhn.....	48
4.3.2. Schnatterente.....	50
4.3.3. Stockente.....	52
4.3.4. Sonstige Enten.....	53
4.4. Vergleich der Größe des Herbstbestands der Jahre mit Jagd (2000 u. 2001) mit den Jahren ohne Jagd (2002 u. 2006).....	55
5. Fluchtreaktionen und Fluchtdistanzen.....	59
5.1. Fluchtreaktionen bei Störversuchen von 2000 bis 2002 (Zeitraum August bis Dezember).....	59
5.1.1. Fluchtreaktionen „Wegschwimmen“ und „Auffliegen“ beim Blässshuhn und der Schnatterente.....	59
5.1.2. Fluchtdistanzen (Fluchtreaktion „Wegschwimmen“) an drei Stellen am Nordufer von 2000 bis 2002.....	60
5.2. Fluchtreaktionen in den Jagddekaden 2000 und 2001.....	65
5.2.1. Fluchtdistanz der Schnatterente („Wegschwimmen“) vor und nach der jagdlichen Störung.....	65
5.2.2. Fluchtdistanz des Blässshuhns („Wegschwimmen“) vor und nach der jagdlichen Störung.....	65
5.2.3. Fluchtreaktion „Auffliegen“ vor und nach der Jagd bei Schnatterente und Blässshuhn.....	67
5.3. Fluchtreaktionen nach fünf Jahren Jagdruhe (September/Oktober 2006).....	69
5.3.1. Fluchtdistanzen.....	69
5.3.2. Anteil auffliegender Vögel.....	69
5.4. Nicht jagdlich bedingte Störungen (2000 bis 2002).....	72
6. Diskussion.....	75
6.1. Schutzstatus des Rohrsees.....	75
6.2. Bestandsentwicklung und Status der Schnatterente.....	75
6.3. Abschuss von Schnatterenten und Jagdausübung am Rohrsee.....	76
6.4. Fluchtdistanzen.....	77
6.4.1. Problem der Streuung.....	77
6.4.2. Vergleich mit Literaturangaben.....	79
6.5. Vertreibungseffekt und Jagdintensität.....	84
6.5.1. Unterschiede zwischen Lizenz- und Revierjagdsystem bei der Entenjagd.....	84

---

6.5.2. Studien zur jagdlichen Störung aus Deutschland.....	90
6.6. Einfluss des Nahrungsangebots auf die Größe von Rastbeständen.....	94
6.7. Diskussion der Zählergebnisse vom Rohrsee.....	96
6.8. Wasservogelmanagement in Deutschland.....	101
6.8.1. Rechtliche Grundlagen.....	101
6.8.2. Folgerungen für das Management.....	102
Zusammenfassung.....	109
Summary.....	112
Literatur.....	115





## Einleitung

Seit Jahren bestehen im oberschwäbischen NSG „Vogelfreistätte Rohrsee“ bei Bad Wurzach Konflikte wegen der Wasservogeljagd. Von ornithologischer Seite (HEINE et al. 2001) wird eine Einstellung der Entenjagd gefordert, wobei folgende Argumente angeführt werden:

- Bei der Jagd am Rohrsee würden regelmäßig auch geschützte Arten geschossen.
- Die Entenjagd wäre mit einer massiven Störung verbunden. Die jagdliche Störung würde zu einer nachhaltigen Vertreibung rastender Vögel und einer extremen Scheuheit der Enten führen.

Dagegen wollte die Jägerschaft die traditionelle Entenjagd am Rohrsee erhalten. Nachdem verschiedene Versuche des Landratsamts Ravensburg, zwischen den Konfliktparteien zu vermitteln, in der Vergangenheit gescheitert waren, bekam die Wildforschungsstelle in Aulendorf den Auftrag, den Sachverhalt zu untersuchen. Das Untersuchungskonzept wurde im Februar 2000 im Landratsamt Ravensburg vorgestellt und mit Vertretern aus Jagd und Naturschutz abgestimmt.

Die Durchführung der Studie war nur möglich durch die enge Kooperation mit dem zuständigen Jagdpächter. Alle Maßnahmen wurden mit dem Jagdausübungsberechtigten und Vertretern der Naturschutzverbände abgestimmt. Die während der dreijährigen Projektdauer erhobenen Zählraten wurden an G. Heine von der OAG Bodensee weitergegeben. Nach anfänglicher Skepsis,

nicht nur von Ornithologenseite, entwickelte sich eine gute Zusammenarbeit aller beteiligten Parteien auf sachlicher Ebene, für die ich mich an dieser Stelle bedanken möchte.

Ich danke besonders Jagdpächter R. Allgaier. Ohne seine Bereitschaft, unser Konzept mit der freiwilligen Jagdruhe im 3. Jahr mitzutragen und bei der jagdlichen Planung mit der WFS zu kooperieren, wäre die Untersuchung in dieser Form nicht möglich gewesen.

Für die Unterstützung bei den Zählungen an den Jagdtagen am Rohrsee und den Ausweichgewässern bin ich dem Team der WFS Dr. M. Pegel, A. Elliger und S. Seitler sowie S. Hoewel, K. Lachenmeier und G. Dalüge zu Dank verpflichtet. Eine kontinuierliche Zählreihe ohne Datenlücke ermöglichte S. Hoewel, der zuverlässig die Vogelzählungen während meines Urlaubs übernahm.

Für den Austausch von Beobachtungen danke ich den Ornithologen K. Bommer, A. u. E. Schaefer sowie R. Ortlieb, die ich bei den Feldarbeiten regelmäßig am Rohrsee traf. Vermissen werde ich die bescheidene Art von R. Ortlieb, der die Vogelwelt des Rohrsees wie kein Zweiter kennt sowie die anregenden Diskussionen mit K. Bommer. Für den schriftlichen Austausch von Zählraten danke ich K. Bommer und G. Heine.

Schließlich gebührt mein Dank A. Elliger für seine unentbehrliche Unterstützung bei der statistischen Auswertung des Datenmaterials sowie Dr. M. Pegel für seine Geduld und seine fachlichen Anregungen.

Finanziert wurde die Untersuchung durch Mittel der Jagdabgabe.



## 1. Untersuchungsgebiet

Der Rohrsee liegt südlich von Bad Wurzach auf 662 m ü.N.N. (Messtischblatt Nr. 8125). Das Klima in diesem Teil Oberschwabens ist kalt bis mäßig kühl. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 6,8 °C, der mittlere Jahresniederschlag 1.087 mm. Mit einer Wasserfläche, die je nach Wasserstand zwischen 52 und 60 ha schwankt, ist der Rohrsee nach dem Federsee das zweitgrößte Stillgewässer Oberschwabens. Im Unterschied zum Federsee hat der Rohrsee einen schmalen Schilfgürtel, der an der Nord- und Südseite heute nur 1 bis 3 m breit ist. Ausgedehnte Schilf- und Seggenbestände mit einzelnen Weidenbüschen befinden sich in einer Verlandungszone im Bereich der Einmündung des Rohrbachs am Ostufer des Sees. Die Gesamtfläche der Schilf- und Seggenbestände beträgt ca. 4,5 ha. Der Rohrsee ist ein flaches Gewässer. Die durchschnittliche Wassertiefe beträgt 1,5 Meter, die maximale Wassertiefe 2,5 m (BOMMER in HEINE et al. 2001). Aufgrund seiner geringen Wassertiefe friert der See regelmäßig zu. Während der dreijährigen Untersuchung war der Rohrsee in jedem Winter über mehrere Wochen vollständig von Eis bedeckt.

Geologisch betrachtet ist der Rohrsee ein Toteissee. Er entstand am Ende der Würmeiszeit vor ca. 25.000 Jahren, als nach dem Rückzug des Rheintalgletschers in einer Senke mit Kies und Geröll bedeckte Eisblöcke zurückblieben, die erst im Laufe von Jahrtausenden abschmolzen und so den heutigen See bildeten. Der Rohrsee stellt ein hydrologisches Kuriosum dar, da er zwar einen Zufluss (Rohrbach), aber keinen oberirdischen Abfluss hat. Er versickert unterirdisch in den offenen Grundwasserleiter. In Trockenjahren mit geringen Niederschlägen fällt der See bis auf wenige Restflächen

periodisch trocken, zuletzt im Jahr 1972 (KONOLD 1987, FÜRST in HEINE et al. 2001).

Nach aktuellen limnologischen Untersuchungen weist der Rohrsee trotz seiner geringen Tiefe, seines hohen Alters und beträchtlicher Trophie meist geringe Algendichten auf. Nach Beprobungen im Jahr 2000 ist der Rohrsee fast flächendeckend (85 % Volumenanteil) mit Makrophyten besiedelt, wobei Bestände vom Rauhen Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) dominieren. Periodisch liegt aber auch die Tendenz zu einem Wechsel in einen Algensee vor. Der pH-Wert im Rohrsee ist mit durchschnittlich 8,5 außergewöhnlich hoch. Er erreicht Maximalwerte bis zu 10,6, also einen Bereich, bei dem aus ungiftigem Ammonium toxisches Ammoniak entsteht. Zwar liegen die pH-Werte im Bereich des Rohrsees schon geogen bedingt hoch, aber auch der Eintrag von Phosphat und Nitrat durch die Düngung der angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen spielt bei der zeitweise extremen Alkalisierung des Rohrsees eine Rolle (FÜRST in HEINE et al. 2001).

Der Rohrsee gehört zu den ältesten Naturschutzgebieten Baden-Württembergs. Bereits am 12.03.1938 wurden der See und der direkte Uferbereich (Schutzgebietsgröße 101,25 ha) als „Vogelfreistätte Rohrsee“ unter Schutz gestellt. Hauptziel der Verordnung war der Schutz der Lachmöwenkolonie vor Eiersammlern und Störungen. Andere Nutzungen (Land-, Forst-, Fischereiwirtschaft und Jagd) blieben davon unberührt. Als einzige Einschränkung der Jagd wird in der Verordnung aufgeführt, dass die Jagd auf Federwild nur vom 20.7. bis 31.12. ausgeübt werden darf. Der Rohrsee ist als Teil der Eigenjagd Wolfegg-Altman an einen Jagdpächter verpachtet.

### 1.1. Ornithologische Bedeutung des Rohrsees

Der Rohrsee ist mit Maximalbeständen von über 1.000 Individuen das bedeutendste Rastgebiet der Schnatterente in Baden-Württemberg nach dem Bodensee und dem Oberrhein. Daneben beherbergt das Gewässer eines der wichtigsten Brutvorkommen des Schwarzhalstauchers in Süddeutschland. Seit 1997 ist der Bruterfolg dieser Art am Rohrsee allerdings drastisch eingebrochen.

Für viele Wasservogelarten stellt der Rohrsee das wichtigste Rast- und Durchzugsgebiet im Hinterland des Bodensees dar (HEINE et al 2001).

Tab. 1 listet 54 Vogelarten (ohne Singvögel) auf, die während der dreijährigen Freilandarbeiten beobachtet wurden. Weitere Informationen zur Vogelwelt am Rohrsee finden sich in der ausführlichen Darstellung von HEINE et al. (2001), die die Zählraten aus drei Jahrzehnten ausgewertet haben.

**Tab. 1: Am Rohrsee bei Wasservogelzählungen im Zeitraum März 2000 bis Januar 2003 erfasste Vogelarten (Maximalbestände, ohne Singvögel)**

04.10.00	11	Zwergtaucher	03.12.01	19	Gänsesäger
03.09.00	20	Haubentaucher	16.10.02	2	Rotmilan
23.04.01	69	Schwarzhalstaucher	03.09.02	3	Rohrweihe
04.03.02	11	Kormoran	06.10.00	1	Kornweihe
11.10.00	1	Rohrdommel	29.11.00	1	Habicht
05.06.02	1	Zwergdommel	30.08.00	1	Sperber
18.10.01	5	Silberreiher	11.09.00	1	Fischadler
08.10.01	18	Graureiher	30.08.00	2	Baumfalke
24.05.00	1	Pupurreiher	22.11.00	1	Wanderfalke
12.09.02	1	Schwarzstorch	01.03.01	1.836	Blässhuhn
03.04.02	1	Weißstorch	23.05.00	4	Kiebitz
21.12.00	40	Höckerschwan	03.04.02	10	Alpenstrandläufer
01.01.03	29	Graugans	03.04.02	19	Kampfläufer
13.11.00	4	Rostgans	03.09.02	8	Bekassine
21.10.02	1	Brandgans	19.07.02	2	Gr. Brachvogel
23.12.02	43	Pfeifente	12.09.00	3	Dkl. Wasserläufer
12.09.00	561	Schnatterente	25.08.00	1	Grünschenkel
05.12.01	63	Krickente	30.08.00	1	Waldwasserläufer
25.08.00	502	Stockente	06.07.01	2	Bruchwasserläufer
20.12.02	13	Spießente	22.04.00	8	Schwarzkopfmöwe
03.04.02	15	Knäkenente	24.08.01	2	Zwergmöwe
14.12.00	73	Löffelente	13.03.02	1.050	Lachmöwe
25.08.00	54	Kolbenente	29.03.02	2	Sturmmöwe
01.03.01	122	Tafelente	03.04.02	2	Mittelmeermöwe
15.08.01	1	Moorente	09.09.00	1	Weißbartseeschwalbe
16.03.01	287	Reiherente	23.05.00	5	Trauerseeschwalbe
04.02.02	2	Schellente	30.08.00	1	Rotschenkel

## 2. Material und Methode

Das Untersuchungskonzept wurde am 09.02.2000 im Landratsamt Ravensburg vorgestellt und mit Vertretern aus Naturschutz und Jagd abgestimmt.

### 2.1. Fragestellung der Untersuchung

#### 2.1.1. Einfluss der Entenjagd auf den Wasservogelbestand

- Einfluss der Jagdausübung auf die Größe des Wasservogelbestands, insbesondere der Schnatterente
- Verhalten der Wasservögel während der Jagd
- Erfassung von jagdbedingten Ausweichbewegungen auf Gewässer in der näheren Umgebung
- Dauer (Nachhaltigkeit) der Vertreibung
- Einfluss der Jagd auf Fluchtverhalten und Fluchtdistanz der Wasservögel
- Ausmaß nicht jagdlich bedingter Störfaktoren

#### 2.1.2. Untersuchung zur Jagdausübung am Rohrsee

- Protokollierung des Jagdablaufs
- Analyse der Jagdstrecke
- Jagdmethoden
- Auswirkung reduzierter Jagdintensität

#### 2.1.3. Zeitplan (Untersuchungsphasen)

- 2000: Fortführung der bislang üblichen Jagd (Untersuchung des Ist-Zustands).
- 2001: Erprobung von alternativen Jagdmethoden (örtliche oder zeitliche Beschränkungen der Jagd)
- 2002: Jagdruhe (probeweise Einstellung der Jagd)

### 2.2. Wasservogelzählungen

#### 2.2.1. Ganzjähriges Monitoring am Rohrsee

Die Zählungen am Rohrsee wurden nach folgendem Schema durchgeführt:

- Extensive Phase außerhalb der Jagdzeit von Februar-Juli: 1 Zählung pro Monat.
- Intensive Phase von August bis Januar: 1 Zählung pro Woche.
- 11 tägliche Zählungen jeweils 5 Tage vor der Jagd, am Jagdtag, 5 Tage nach der Jagd.
- Am Jagdtag drei Zählungen (1 h vor Jagdbeginn, nach Jagdende, am Abend des Jagdtags).
- Zusätzlich zwei ganztägige Dauerbeobachtungen pro Jahr (mindestens vier Zählungen pro Tag).

Mit wenigen Ausnahmen wurden die Vogelzählungen am Rohrsee vom Verfasser durchgeführt. Systematisch erfasst wurden Schwäne, Reiher, Gänse, Enten, Taucher, Säger und Rallen. Soweit möglich wurden auch durchziehende Limikolen, Möwen, Seeschwalben und Greifvögel gezählt. Kleinvögel wurden nicht erfasst. Bei den Zählungen kamen ein Spektiv (20-60 x 80), ein Fernglas 10 x 40 und eine Zähluhr zum Einsatz. Pro Zählung wurden jeweils drei Zähldurchgänge gemacht (Gesamtdauer ca. 30 Minuten), um alle Arten nacheinander erfassen zu können. In den wenigen Fällen, in denen es während der Zählung zu Verschiebungen der Vögel (z.B. durch Störungen) kam, wurde die Zählung wiederholt.

Die Zählungen erfolgten in der Regel am Vormittag zwischen 8 und 10 Uhr von einem erhöhten Übersichtspunkt am Nordufer des

Sees beim Alpakahof. Von dieser Stelle aus ist ein Grossteil der Wasserfläche (ca. 80 %) einsehbar. Auf die anschließende Zählung der nicht einsehbaren Bereiche bei der Ortschaft Rohr wurde bewusst verzichtet, um Zählfehler auszuschließen, die durch das Umsetzen an einen anderen Ort entstehen können (z.B. Ortswechsel von Vögeln während der Fahrt, Doppelzählung wg. verschiebener Perspektive). Die Zahlen stellen somit Mindestwerte dar, denn knapp 20 % der Fläche wurden nicht erfasst.

Mehr als 90 % aller Zählungen wurden von dem Standardzählplatz beim Alpakahof durchgeführt. Bei Ganztageszählungen musste bei unbewölktem Himmel wegen des Gegenlichts am Nachmittag auf eine Anhöhe am Südufer (Rotdornbusch) ausgewichen werden. Von dieser Stelle aus sind zwar angrenzende Schilfbereiche zusätzlich einsehbar, dafür können von dort aber Teile einer vogelreichen Bucht in der Nordostecke des Rohrsees nicht eingesehen werden.

Zählfehler können durch ungünstige Wetterverhältnisse entstehen. Starker Wind kann zu einer Unterschätzung des Vogelbestands führen, da sich dann viele Vögel in den Schutz des Schilfgürtels zurückziehen. Auch schlechte Sichtverhältnisse (Regen, Nebel, Gegenlicht) können zu Zählfehlern führen. Die Wetterbedingungen wurden bei jeder Zählung notiert.

Selbst bei optimalen äußeren Bedingungen treten bei der Zählung größerer Vogelbestände Fehler auf. Die auf den Vogel genauen Zählergebnisse dürfen nicht darüber hinwegtäuschen, dass es sich dabei um Schätzungen handelt. Nach den Ergebnissen von Testzählungen, bei denen der Vogelbestand mehrfach hintereinander durchgezählt wurde, schwankt der Zählfehler zwischen 2

und 10 %. Eine ähnliche Abweichung wurde auch bei Vergleichszählungen mit anderen Beobachtern festgestellt.

### **2.2.2. Synchronbeobachtungen während der Jagd an vier potentiellen Ausweichgewässern**

Um mögliche Fluchtbewegungen von Enten zu dokumentieren, wurden während den Entenjagden am Rohrsee vier potenzielle Ausweichgewässer (Riedsee, Metzisweiler Weiher, Stockweiher, Holzmühleweiher) in der näheren Umgebung des Rohrsees (Entfernung Luftlinie max. 5 km) mit Beobachtern besetzt (Abb. 1). Dabei wurden jeweils mindestens drei Zählungen durchgeführt: die 1. Zählung vor Jagdbeginn (Ausgangsbestand), die 2. Zählung während des Jagdgeschehens am Rohrsee und die 3. Zählung nach dem Jagdende (Endbestand). Zusätzlich wurden möglichst alle ein- und abfliegenden Enten mit Uhrzeit, geschätzter Flughöhe und Himmelsrichtung notiert. War dieses nicht lückenlos möglich, wurde die Anzahl der zufliegenden Enten aus der Differenz zwischen Anfangs- und Endbestand ermittelt.

Natürlich ist ohne Markierung unsicher, ob die an den Ausweichgewässern zufliegenden Enten tatsächlich vom Rohrsee stammen. Aufgrund der Begleitumstände (Uhrzeit Jagdbeginn, aus Richtung Rohrsee kommend, Flughöhe, mehrere Trupps dicht hintereinander) kann davon aber zumindest bei der Schnatterente mit einiger Sicherheit ausgegangen werden, zumal der Rohrsee das einzige Gewässer in der Umgebung ist, auf dem Schnatterenten in größerer Zahl vorkommen. Eine weitere Kontrollzählung aller Ausweichgewässer erfolgte am Morgen des nächsten Tages.



Abb. 1: Lage des Rohrsees und der Ausweichgewässer

### 2.3. Messung der Fluchtdistanzen bei den Störversuchen

Im Anschluss an die Zählungen führte der Bearbeiter von August bis Dezember regelmäßig standardisierte Störversuche an drei Stellen (Bucht, Baumgruppe, Wiese) am Nordufer des Rohrsees durch. Damit war die Jagdzeit (Stockente 1. September bis 15. Januar) einschließlich des Monats vor Beginn der Entenjagdzeit abgedeckt.

Die Störversuche wurden einheitlich nach folgendem Schema durchgeführt: Von den festgelegten Abgangsstellen (Entfernung zum Ufer mind. 100 m) werden zuerst die sich im Uferbereich aufhaltenden Wasservögel gezählt. Dann wird die Entfernung zum

jeweils ersten Individuum einer Art gemessen. Anschließend geht der Beobachter langsam, aber stetig auf die Vögel am Ufer zu. Sobald der erste Vogel Fluchtreaktionen (Wegschwimmen) zeigt, stoppt der Beobachter und misst die Entfernung zu diesem Individuum (Fluchtdistanz Wegschwimmen). Dazu wird der Vogel mit dem im Fernglas integrierten Laser-Entfernungsmesser angepeilt und die Distanz ermittelt. In gemischten Trupps werden jeweils die Entfernungen zu den Individuen einer Art gemessen, die dem Ufer am nächsten sind. Anschließend geht der Beobachter mit gleichmäßiger Geschwindigkeit weiter auf das Seeufer zu. Bei den Fluchtdistanzmessungen werden nur die Wasservögel in Ufernähe berücksichtigt.

Eine indirekte Möglichkeit, die Fluchtdistanz auffliegender Individuen zu messen, besteht im Anpeilen nicht geflüchteter Vögel, die sich noch an der Stelle der gerade aufgeflogenen Tiere aufhalten. Beendet wird der Störversuch durch das Vorgehen bis zum Seeufer. Von hier aus werden die letzten Messungen vorgenommen und die dem Beobachter nach dem Störversuch am nächsten befindlichen Individuen angepeilt (Uferentfernung).

Das schnelle Anvisieren der Wasservögel mit dem Laser-Entfernungsmesser ist bei etwas Übung und entsprechenden äußeren Bedingungen problemlos möglich. Auch kleinere Vogelarten wie das Blässhuhn können auf größere Distanzen angepeilt werden. Nur bei starkem Wind und hohem Wellengang ist die Anpeilung von weiter entfernten Vögeln auf dem Wasser nicht möglich.

Bei den Versuchen wurde ein Fernglas Leica 7 x 42 BDA Geovid mit einem integrierten Laser-Entfernungsmesser benutzt. Dieses ermöglicht eine präzise Entfernungsmessung auf Distanzen von 25 m bis 1.000 m mit einer Abweichung von +/- 2m.

Im Hinblick auf die Genauigkeit ist die Messung jeder subjektiven Entfernungsschätzung überlegen. Auch wenn im Wasser Orientierungspunkte mit bekannter Distanz vorhanden sind (z.B. Bojen), kann die perspektivische Verzerrung zu erheblichen Fehleinschätzungen der Entfernungen auf einem Gewässer führen. Selbst erfahrene Beobachter können mit ihren Entfernungsschätzungen deutlich daneben liegen. Tests am Rohrsee mit verschiedenen Beobachtern

ergaben insbesondere bei weiten Distanzen Abweichungen der Entfernungsschätzungen von den gemessenen Werten um bis zu 50 %, wobei die Distanz auf dem Wasser meistens unterschätzt wurde.

#### **2.4. Aufnahme nicht jagdlich bedingter Störungen am Rohrsee**

Um Aussagen über die generelle Störungsbelastung am Rohrsee treffen zu können, wurden während der dreijährigen Feldarbeit alle nicht jagdlich bedingten Störungen (Spaziergänger, Flugverkehr, Landwirtschaft, Greifvögel) protokolliert.

#### **2.5. Dokumentation des Jagdablaufs und Analyse der Jagdstrecke**

Zur lückenlosen Dokumentation des Jagdablaufs wurden bei jeder Jagd drei Beobachter an verschiedenen Übersichtspunkten positioniert. Die abgegebenen Schüsse wurden mit einer Zähluhr erfasst. Bei den erlegten Enten konnte mit dem Spektiv häufig bereits auf dem Wasser Art und Geschlecht bestimmt werden. Außerdem wurde nach der Jagd die Tagesstrecke bestimmt.

#### **2.6. Zusätzliche Untersuchungen im Herbst 2006**

Zur Beurteilung der Situation nach fünf Jahren mit Jagdruhe wurden im September und Oktober 2006 nochmals wöchentlich Zählungen und Störversuche am Rohrsee durchgeführt.





Foto: Landesvermessungsamt Baden-Württemberg

**Bild 1:** Der Rohrsee liegt südlich von Bad Wurzach im Kreis Ravensburg auf 662 m ü. N.N. und ist mit einer Wasserfläche von ca. 50 ha nach dem Federsee das zweitgrößte Stillgewässer Oberschwabens. Im Süden grenzt der Weiler Rohr an, im Osten der Weiler Rohrbach und im Norden das von Hecken umsäumte Gelände des Kleintierzoo „Alpakahof“. Am Ostufer ragt eine ca. 4,5 ha große Verlandungszone des Rohrbachs mit Schilf- und Seggenbeständen in den See hinein. Der Wasserstand des eutrophen Sees unterliegt jährlichen Schwankungen, aber mit einer durchschnittlichen Wassertiefe von 1,50 m ist der Rohrsee sehr flach, vor allem im Uferbereich. Je nach Wasserstand befinden sich bis zu 7 Inseln im Rohrsee. Die beiden größten Inseln „Große Hochstatt“ und „Kleine Hochstatt“ bei der Ortschaft Rohr wurden nach Aufgabe der Nutzung im Zuge der natürlichen Sukzession vom Wald zurückerobert und sind heute als Brutplatz für Wasservögel nicht mehr geeignet (HEINE et al. 2001).



Foto: P. Linderoth

**Bild 2:** Der Rohrsee bietet ideale Bedingungen zur Vogelbeobachtung. Wie in einem Amphitheater hat der Besucher vom erhöhten Uferbereich einen freien Ausblick über den Schilfgürtel auf die Seefläche. Fast alle Zählungen wurden vom Standardzählplatz am Nordufer durchgeführt, von dem aus man ca. 80 % der Seefläche einsehen kann.



Foto: P. Linderoth

**Bild 3:** „Die Brutkolonie der Lachmöwen gehört ohne Zweifel zu den gewaltigsten Erlebnissen, die ein Naturfreund haben kann. Da die Möwen dicht beieinander brüten und somit Nest an Nest liegt, ist die Insel mit der Möwenkolonie völlig mit Nestern bedeckt, so dass der Besucher nur mühsam hindurch gehen kann, ohne ein Nest zu zertreten. Dazu kommt das ohrenbetäubende Geschrei und der prächtige Anblick der auf engstem Raum durcheinanderfliegenden Möwen, die oft in einer Zahl von 1.500 bis 3.000 Tieren vorhanden sind.“ So beschrieb SCHWENKEL (1937 in HEINE et al. 2001) im April 1937 die Lachmöwenkolonie in seinem Antrag zur Unterschutzstellung des Rohrsees. Zum Schutz dieser auf mehreren Inseln brütenden Kolonie vor Störungen und Eiersammlern wurde die „Vogelfreistätte Rohrsee“ im März 1938 als eines der ersten Naturschutzgebiete in Baden-Württemberg ausgewiesen. Der Brutbestand der Lachmöwe (*Larus ridibundus*) am Rohrsee hat nach einem Hoch Mitte der 1980er Jahre abgenommen. Heute ist die Lachmöwenkolonie überwiegend auf die Insel „Großer Entenboschen“ im Westteil des Sees (Foto) beschränkt, auf der aber nur etwa 250 Nester Platz haben (HEINE et al. 2001). Zwei weitere Möwenarten konnten in den letzten Jahren erstmals als Brutvogel am Rohrsee nachgewiesen werden: die Schwarzkopfmöwe (*Larus melanocephalus*), Erstnachweis 1982 (DOBLER & SCHAUDT 1985) sowie die Mittelmeer-Weißkopfmöwe (*Larus cachinnans michahellis*), einer vorwiegend im Mittelmeerraum verbreiteten Unterart der Weißkopfmöwe (erster Brutnachweis am Rohrsee 2002).



Foto: S. Tewinkel

**Bild 4:** Der Rohrsee gilt als bedeutendstes Brutgebiet des Schwarzhalstauchers (*Podiceps nigricollis*) in Baden-Württemberg nach dem Bodensee. Sorgen bereitet der Einbruch des Aufzuchterfolgs am Rohrsee in den letzten Jahren. 2001 konnten zwar vom 21.6. bis 6.7. regelmäßig jungführende Paare festgestellt werden (Maximum 21 Paare mit 27 Jungen am 6.7.2001), aber fast alle Jungvögel verschwanden innerhalb einer Woche. K. BOMMER (mdl. Mitteil.) konnte am 14.7.2001 lediglich noch 2 Paare mit jeweils 1 Jungvogel beobachten. Im Folgejahr reduzierte sich die Anzahl jungführender Schwarzhalstaucher in Wochenfrist von 12 Paaren mit insgesamt 15 Jungvögeln (5.6.2002) auf 3 Paare mit insgesamt 4 Jungen (12.6.2002). Die genauen Verlustursachen sind unbekannt, aber es wird angenommen, dass sowohl die Prädation (vorwiegend durch den Hecht) als auch Nahrungsmangel bei der Kükenaufzucht aufgrund der zunehmenden Eutrophierung des Sees eine Rolle spielen (HEINE et al. 2001). Durch die Neuansiedlung der Weißkopfmöwe hat sich der Prädationsdruck auf die Schwarzhalstaucherfamilien am Rohrsee vergrößert. Im Ermatinger Becken verursachten zwei Weißkopfmöwen so hohe Verluste unter den jungführenden Schwarzhalstauchern, dass diese aus dem Gebiet abwanderten (HEINE et al. 1999).



Foto: P. Linderoth

**Bild 5:** Das Blässhuhn (*Fulica atra*) als mit Abstand häufigste Vogelart am Rohrsee profitiert von den Gülleeinträgen der intensiven Grünlandbewirtschaftung, denn die Eutrophierung fördert das Wachstum der Wasserkräuter und damit die Nahrungsgrundlage dieser Art. Neben dem Nahrungsangebot wird die Bestandsgröße im Herbst vom Wasserstand beeinflusst. Die Herbstbestände schwanken von < 100 Individuen bei niedrigem Wasserstand (Oktober 1998, BOMMER in HEINE et al. 2001) bis ca. 1.000 Individuen bei Normalwasserstand (Oktober 2006). Ein Einfluss der jagdlichen oder anderer menschlicher Störungen auf diese Bestandsdynamik konnte nicht festgestellt werden. Die Größe des Herbstbestands des Blässhuhns am Rohrsee variierte in den Jahren 2000 bis 2002 um bis zu 300 % ohne Zusammenhang mit dem Faktor Störung. Auch unmittelbar nach den Jagdereignissen ergab sich weder ein Vertreibungseffekt (Blässhuhn verlässt den See bei den Jagden nicht) noch ein Einfluss der Jagd auf die Bestandsgröße oder das Fluchtverhalten des Blässhuhns.



Foto: S. Tewinkel

**Bild 6:** Der Rohrsee ist nach dem Bodensee der bedeutendste Rastplatz der Schnatterente (*Anas strepera*) in Baden-Württemberg. Allerdings wurden die im Oktober 1998 ermittelten Maximalzahlen von 1.050 rastenden Schnatterenten (BOMMER in HEINE et al. 2001) bis heute nicht mehr erreicht. Im Zeitraum von März 2000 bis Januar 2003 lag der Spitzenwert nur etwa halb so hoch (maximal 561 Ind. im September 2000). Nach einem deutlichen Anstieg des Schnatterentenbestands am Rohrsee in den 1990er Jahren, der parallel zur Zunahme auf nationaler Ebene verlief (Rastbestand BRD + 60 % in der 2. Hälfte der 1990er Jahre, SUDFELDT et al. 2003), stagniert die Bestandsentwicklung am Rohrsee im neuen Jahrtausend auch nach fünf Jahren Jagdruhe. Aus den gut dokumentierten (HEINE et al. 2001) extremen Schwankungen der Herbstmaxima am Rohrsee in den 1990er Jahren (von < 50 bis 1.050 Individuen) ist zu schließen, dass der Faktor Jagd keinen Einfluss auf diese Bestandsdynamik hatte, denn die Jagdintensität blieb in diesem Zeitraum unverändert auf geringem Niveau. Die Rastkapazität des Rohrsees für die Schnatterente wird im wesentlichen vom Wasserstand bzw. dem verfügbaren Nahrungsangebot limitiert. Unabhängig von der Jagdruhe sind hier auch in der Zukunft erhebliche Schwankungen des Schnatterentenbestands zu erwarten.



Foto: P. Linderoth

**Bild 7:** Das starke Wachstum des Schnatterentenbestands am Rohrsee ist ein ernstes Zeichen für die ebenso zunehmende Eutrophierung des Sees seit Anfang der 1990er Jahre (HEINE et al 2001). Die davon profitierenden Arten Blässhuhn und Schnatterente stellen zusammen etwa 80 % des herbstlichen Rastbestands am Rohrsee. Häufig sieht man beide Arten gemeinsam an einer Stelle bei der Nahrungssuche, wobei die gründelnde Schnatterente Nutznießer der von den tauchenden Blässhühnern aus größerer Tiefe hervorgeholten Pflanzennahrung ist.



Foto: P. Linderoth

**Bild 8:** Die Stockente (*Anas platyrhynchos*) kommt nur in vergleichsweise geringer Zahl am Rohrsee vor. Das Zahlenverhältnis Stockente - Schnatterente liegt zur Jagdzeit im Herbst etwa bei 1:10. Die Untersuchung bestätigte, dass bei den Rohrseejagden die jagdbare Stockente und die geschützte Schnatterente verwechselt werden. Weibliche Stock- und Schnatterenten sind zwar ähnlich gefärbt, aber sie können im Flug eindeutig an der Färbung des Spiegels (bei Schnatterente leuchtendweiß) unterschieden werden. Der wiederholte Abschuss von Schnatterenten am Rohrsee ist durch nichts zu rechtfertigen. Gerade bei der Jagd in einem ornithologisch bedeutenden Gebiet wie dem Rohrsee, in dem viele geschützte Arten vorkommen, muss von den Jägern eine hohe Schussdisziplin und gute Artenkenntnis erwartet werden. Aus den wiederholten Schonzeitvergehen am Rohrsee ist zu schließen, dass dieser Sorgfaltspflicht nicht in ausreichendem Maß entsprochen wurde. Der Jagdpächter zog daraus 2002 die Konsequenz, in Zukunft freiwillig auf die Entenjagd am Rohrsee zu verzichten.





Foto: P. Linderoth

**Bild 9:** Ein Trupp Graugänsen (*Anser anser*) fressend auf einem Feld in der Nähe des Rohrsees im August 2006. Seit dem ersten Brutnachweis im Jahr 1999 (HEINE et al. 2001) brütet die Graugans regelmäßig am Rohrsee. Die Beobachtungsprotokolle dokumentieren die rasche Besiedlung ab dem Jahr 2000. In den Jahren 2000 und 2001 beschränkte sich die Beobachtung von Graugänsen noch auf die Brutzeit (z.B. am 23.4.2001, 2 Paare, davon 1 mit 3 Jungen) und wenige Einzelbeobachtungen im restlichen Jahr (z.B. im Oktober 2001 unregelmäßig 2 adulte). Mit steigendem Bruterfolg (am 27.6.2002 zwei Paare mit 6 bzw. 4 Jungvögeln) erhöhte sich ab dem Jahr 2002 sowohl die Beobachtungshäufigkeit als auch die Truppgroße. Im August und September 2002 hielt sich erstmals regelmäßig ein gemischter Verband von 16 Jung- und Altvögeln am Rohrsee auf. Heute sind die Graugänsen am Rohrsee von der Brutzeit bis zum Zufrieren des Gewässers fast durchgehend anzutreffen. Sie nutzen den Rohrsee als Schlafgewässer und die umliegenden landwirtschaftlichen Flächen zur Nahrungssuche. Ihr Bestand ist von einem Gründerpaar 1999 auf etwa 70 Tiere im Herbst 2006 angewachsen (Maximum 73 Individuen am 25.9.2006). Auch landesweit ist die Art, die in Baden-Württemberg keine Jagdzeit hat, in der Ausbreitung begriffen. Die heutigen Brutvorkommen der Graugans in Baden-Württemberg gehen auf Aussetzungen von Tieren aus Gefangenschaft zurück (z.B. am Bodensee).



Foto: P. Linderoth

**Bild 10:** Die Rostgans (*Tadorna ferruginea*), ursprünglich ein Bewohner innerasiatischer Steppen und Halbwüsten, ist unregelmäßiger Gast am Rohrsee. Vom 6.10. bis 29.11.2000 wurden wiederholt 2 bis 4 Ind. beobachtet (6 Nachweise), im Folgejahr vom 6.10. bis 9.11. 3 bzw. 4 Ind. (2 Nachweise) und vom 7.10. bis 27.11.2002 regelmäßig 2 Ind. (8 Nachweise). Rostgänse wurden wiederholt auf Dächern in den umliegenden Weilern gesehen. Im Bereich des Rohrsees gibt es bislang noch keinen Brutnachweis der Rostgans, aber nach Berichten von Einheimischen machte ein in der Kirche von Eintürnen brütendes Turmfalkenpaar schon Bekanntschaft mit der aggressiven Brutraumeroberung dieser höhlenbrütenden Art. Eine Attacke „bunter Gänse“ im Frühjahr 2001 auf den angestammten Falkenbrutplatz im Kirchturm konnte abgewehrt werden, weil der durch den Lärm alarmierte Pastor den Turmfalken mit einem Besen bewaffnet zur Hilfe eilte. Solche amüsanten Anekdoten dürfen nicht darüber hinwegtäuschen, dass von gebietsfremden Vogelarten durchaus ernstzunehmende ökologische Probleme für autochthone Vogelarten ausgehen können (LINDEROTH 2004b). So neigen aus Gefangenschaft stammende Vögel und deren Nachkommen deutlich stärker zur Hybridisierung mit artfremden Partnern als Wildvögel (RANDLER 2000). Relativ aggressive und konkurrenzstarke Arten wie die Rostgans oder die aus Afrika stammende Nilgans (*Alopochen aegyptiacus*) können weniger konkurrenzstarke heimische Wasservogelarten langfristig verdrängen. Die Schweiz hat als erstes europäisches Land einen konkreten Maßnahmenkatalog (VOGELWARTE SEMPACH 2003) erarbeitet, um die weitere Ausbreitung der Rostgans zu verhindern.



Foto: P. Linderoth

**Bild 11:** Der Rohrsee im Januar 2002. Als Flachgewässer friert der Rohrsee im Winter regelmäßig zu. Bei einem frühen Kälteeinbruch wie im Jahr 2001 kann es bereits im Oktober zur ersten Vereisung kommen. Zahlreiche Fährten im Uferbereich weisen auf die Anwesenheit des Fuchses hin. Am Nordufer wurden am 4.12.2002 die Überreste eines vom Fuchs gerissenen Blässhuhns gefunden. Auch wehrhaftere Wasservögel können dem Fuchs zum Opfer fallen. Offensichtlich vom Fuchs am Ufer überrascht wurde ein adulter Höckerschwan, dessen angeschnittenen Reste am 16.12.2002 in der Nähe des Schilfgürtels aufgefunden wurden. Nach den Spuren im Schnee zu urteilen, hatte hier ein Kampf stattgefunden, bei dem der Schwan durch Bisse in den Hals getötet wurde. Möglicherweise handelte es sich um ein geschwächtes oder krankes Tier, denn mehrfach wurde ein einzelner adulter Höckerschwan mit eingeschränktem Fluchtverhalten im Uferbereich beobachtet.



Foto: P. Linderoth

**Bild 12:** Wenn der Uferbereich anfängt zuzufrieren, verlässt zwar ein Grossteil der Rastvögel den Rohrsee, aber ein Restbestand verharrt auf dem Gewässer, bis die Eisdecke geschlossen ist. Nach den Beobachtungen in den Wintern 2001 und 2002 ist in dieser Extremsituation sowohl die Bewegung als auch das Fluchtverhalten der verbliebenen Vögel deutlich eingeschränkt. Ihr Verhalten scheint ganz auf Energieeinsparung ausgerichtet zu sein. Die Fluchtdistanz ist geringer und sie ruhen meistens bewegungslos auf dem Eis neben dem Wasserloch. Die Aufgabe des letzten eisfreien Wasserlochs konnte am 14.12.2001 beobachtet werden. Bei einer Temperatur von  $-13^{\circ}$  und starkem Ostwind harrten noch einige Höckerschwäne, Schnatterenten und Blässhühner an dem einzig verbliebenen Wasserloch aus. Vermutlich sind die Höckerschwäne aufgrund ihrer Größe am ehesten in der Lage, die letzten Wasserlöcher eisfrei zu halten. Um 13 Uhr verließen die Schwäne, wahrscheinlich ein Familienverband (2 ad, 5 dj), den See und flogen Richtung NO. Am nächsten Tag war der Rohrsee verlassen und das letzte Wasserloch zugefroren.



Foto: P. Linderoth

**Bild 13:** Sobald die Eisdecke des Rohrsees am Ende des Winters erste Lücken zeigt, kehren auch die Wasservögel zurück. Dabei kann es auf dem Zug zu erheblichen Konzentrationen kommen. Am 1.3.2001 war der Rohrsee zwar noch zu 90 % zugefroren, aber in dem eisfreien Bereich drängten sich ca. 1.800 Blässhühner, die größte während der Untersuchung festgestellte Ansammlung.



Foto: E. Marek

**Bild 14:** Regelmäßig wurden bei den Feldarbeiten am Rohrsee tagsüber Füchse beobachtet. Als Generalist ernährt sich *Vulpes vulpes* zwar überwiegend von Kleinsäugetern. Aber er verschmäht auch Vögel und Gelege nicht und kontrolliert zur Brutzeit selbst überschwemmte Bereiche. Am 10.5.2002 um 11 Uhr wurde beobachtet, wie ein Fuchs den großen Seggenbestand am Ostufer des Rohrsees, einem Hauptbrutgebiet für viele Wasservögel, absuchte und dabei, von Bulte zu Bulte springend, bis an das Seeufer vordrang. Aus solchen Zufallsbeobachtungen am Tage (der Fuchs ist i.d.R. nachts auf Nahrungssuche) können natürlich keine Rückschlüsse auf den Prädationseinfluss des Fuchses am Rohrsee gezogen werden. Allerdings belegen eine Reihe neuerer Studien zur Reproduktion verschiedener bodenbrütender Vogelarten (Übersicht vgl. LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005), dass der Fuchs eine zentrale Rolle bei dem bundesweit zu beobachteten „Prädationsproblem“ einnimmt. Mit der flächendeckenden Tollwutimmunsierung ist seit Ende der 1980er Jahre auch die Fuchsdichte deutlich gestiegen. Dadurch hat der Prädationsdruck auf die flächenmäßig meist kleinen, inselartigen Schutzgebiete zugenommen. Die Verluste an Gelegen und nicht flüggen Jungvögeln durch den Fuchs sind in einigen Schutzgebieten mittlerweile so hoch, dass sie bestandsgefährdende Ausmaße für die davon betroffenen Bodenbrüter erreichen (vgl. z.B. SEITZ 2001). Trotz der Konflikte zwischen Ornithologen und Jägern besteht deshalb am Rohrsee Konsens, dass die Fuchsbejagung im NSG auch in Zukunft weitergeführt wird.



Foto: P. Linderoth

**Bild 15:** Obwohl die Land- und Forstwirtschaft, die fischereiwirtschaftliche Bewirtschaftung und die Jagd nach der fast 70 Jahre alten Naturschutzgebietsverordnung erlaubt sind, erweist sich der Rohrsee als ein störungsarmes Gewässer. Im Zeitraum 2000 bis 2002 (325 Beobachtungsstunden) traten menschlich bedingte Störungen (ohne Jagd), die zum Auffliegen von Rastvögeln führten, im Schnitt nur alle 36 Stunden auf. Da keine Wege am Ufer entlangführen, wird der Rohrsee kaum von Besuchern frequentiert. In drei Jahren wurden lediglich vier Störungen durch Spaziergänger festgestellt. Der Freizeitbootsverkehr, auf vielen Gewässern mit einer Dauerstörung für den Rastvogelbestand verbunden, beschränkt sich am Rohrsee auf gelegentliche Ruderbootfahrten von Anwohnern. Auch Störungen durch den Badebetrieb entfallen, da der Rohrsee wegen seiner geringen Wassertiefe und seinem Reichtum an Wasserpflanzen als Badewasser ungeeignet ist. Die einzigen regelmäßigen Besucher sind Ornithologen, die meistens am Wochenende zum See kommen. Während der Woche wird die Ruhe am See nur durch die saisonal anfallenden Arbeiten in der Landwirtschaft sowie die regelmäßigen Reusenkontrollen des Berufsfischers gestört. Die von den landwirtschaftlichen Aktivitäten am See ausgehenden Störungen sind gering. Die Wasservögel am Rohrsee tolerieren selbst landwirtschaftliche Arbeiten direkt am Seeufer. Bei der Heuernte im September 2006 (Foto) waren bis zu drei Maschinen gleichzeitig im Einsatz, ohne dass dadurch Wasservögel aufflogen.



Foto: P. Linderoth

**Bild 16:** Der ca. 4 km vom Rohrsee entfernte Holzmühleweiher wurde von den Enten an den Jagdtagen am häufigsten als Ausweichgewässer genutzt. Die Schnatterenten waren i.d.R. bis zum Morgen nach der Jagd wieder zurück am Rohrsee - mit einer Ausnahme. Bei der 2. Rohrseejagd im Oktober 2000, die zufällig zeitgleich mit der routinemäßigen Ablassung des Holzmühleweihers (siehe Foto) zusammenfiel, kehrten die Schnatterenten nicht mehr zum Rohrsee zurück. Die Anzahl der am Jagdtag zum Holzmühleweiher verdrängten Schnatterenten war bei der 2. Jagd bei geringerer Schussstörung zwar kleiner (45 Ind.) als bei der 1. Rohrseejagd (62 Ind.), bei der auch mehr Schüsse abgegeben wurden. Allerdings setzte in den Tagen nach der 2. Jagd - wahrscheinlich bedingt durch das günstige Nahrungsangebot des ablaufenden Sees - eine weitere Bestandsverlagerung vom Rohrsee Richtung Holzmühleweiher ein. Diese gegenläufige Entwicklung fand erst fünf Tage nach der Jagd ihren Höhepunkt, als der Schnatterentenbestand am Holzmühleweiher größer als am Rohrsee war. Die zeitversetzte Verlagerung wurde von den günstigen Nahrungsbedingungen beeinflusst, die nicht nur Schnatterenten, sondern auch viele Krickenten und Fischfresser wie Grau- und Silberreiher an den ablaufenden Holzmühleweiher lockte.



## 3. Jagd

### 3.1. Entenjagden am Rohrsee

#### 3.1.1. Ablauf der Jagd

Die Jagd findet tagsüber statt, d.h. bei guten Lichtverhältnissen. Im ersten Untersuchungs-jahr (2000) wurden zwei Entenjagden unverändert nach traditioneller Art durchgeführt. Dabei werden die Jäger um das Seeufer herum angestellt, wobei die Entfernung von Stand zu Stand etwa 100 m beträgt. Anschließend rudern zwei Jäger mit Hund an Bord aus Richtung Rohr langsam auf den See. Die Jagd wird eröffnet mit einem vom Boot aus abgegebenen Hebeschuss. Vorher wird nicht geschossen.

Das besondere Kennzeichen der traditionellen Jagdmethode am Rohrsee ist der Einsatz eines Ruderboots. Mithilfe des Boots werden nicht nur erlegte Enten geborgen, sondern während der etwa 1,5 stündigen Jagddauer gezielt noch auf dem See rastende Enten angesteuert und aufgescheucht. Auf diese Weise wird die normalerweise auf den Uferbereich beschränkte jagdliche Störung wie bei einer Treibjagd gezielt auf die gesamte Seefläche ausgedehnt. Diese ungewöhnliche Jagdmethode erweist sich als störungsintensiver als die übliche Entenjagd ohne „Treiberboot“.

Im zweiten Untersuchungs-jahr (2001) sollten weniger störintensive Jagdmethoden getestet werden. Allerdings konnte der Jagdpächter nicht davon überzeugt werden, bei

der einzigen Jagd im Jahr 2001 (4.10.2001) auf den Einsatz des Ruderboots zu verzichten. Als Kompromisslösung wurde zur Verminderung der jagdlichen Störung die bejagte Fläche auf einen Schilfgürtel am Ostufer beschränkt. Durch den Einsatz des Boots wurden aber auch bei dieser reduzierten Jagdintensität mehr Enten aufgescheucht, als es eine auf den Uferbereich beschränkte Jagd vermocht hätte. Da in dem Schilfgürtel am Ostufer keine Stockenten steckten, blieb diese Jagd erfolglos. Eine weitere, im November 2001 geplante Jagd musste wegen des ungewöhnlich frühen Wintereinbruchs mit teilweiser Vereisung des Sees aus Tier-schutzgründen abgesagt werden.

#### 3.1.2. Jagderfolg und Jagdstrecke

Der Jagderfolg ist mäßig und das Verhältnis zwischen jagdlichem Aufwand und Ertrag (Tab. 2) ungünstig. Zu bemängeln ist insbesondere das schlechte Verhältnis von abgegebenen Schüssen zu erlegten Wasservögeln, welches wahrscheinlich in erster Linie ein Resultat zu weiter Schussentfernungen ist.

Es bestätigte sich der Vorwurf (HEINE et al. 2001), dass bei der Jagd am Rohrsee auch Arten ohne Jagdzeit erlegt werden. Bei der ersten Jagd im September 2000 wurden zwei Schnatterenten und eine Reiherente geschossen. Die Jagdzeit der Reiherente beginnt erst ab 1. Oktober und die Schnatterente genießt ganzjährig Schonzeit.

**Tab. 2: Jagdstrecke und abgegebene Schüsse bei Entenjagden am Rohrsee**

Datum	09.09.2000	06.10.2000	04.10.2001
Anzahl Jäger	29	18	9
Strecke	4 Blässhühner, 4 Stockenten, 2 Schnatterenten, 1 Reiherente	2 Füchse, 1 Stockente, 1 Blässhuhn	keine
beobachtete Fehlabschüsse	2 Schnatterenten, 1 Reiherente	keine	keine
Anzahl Schüsse gesamt	82	28	3
Anzahl Schüsse auf Wasservögel	80	21	keine
Schüsse pro erlegtem Wasservogel	7,3	10,5	keine

### 3.1.3. Verhalten der Vögel bei den Jagden

Interessant waren die Beobachtungen zur Reaktion der Wasservögel bei den Jagden. Das Blässhuhn, die häufigste Art am Rohrsee, flüchtete bereits während des Abstellens der Jäger, also bevor überhaupt der erste Schuss gefallen war. Schwimmend oder dicht über dem Wasser fliegend suchten die Blässhühner den Schutz des Schilfgürtels auf und blieben dort, bis die Jagd vorbei war. Sie verließen den See während der Jagd nicht.

Auch bei den Enten führte die Schussabgabe nicht zu einer allgemeinen Massenfucht. Bei allen beobachteten Jagden blieb immer ein Teil des Entenbestands auf dem See liegen. Bei der 2. Jagd am 6.10.2000 lag z.B. ein Trupp von 120 Schnatterenten noch eine Stunde nach Jagdbeginn schlafend auf dem Wasser, bis sie vom Ruderboot aufgescheucht wurden. Wenig beeindruckt vom jagdlichen Geschehen zeigte sich bei dersel-

ben Jagd auch eine Kornweihe, die während der Jagd im östlichen Schilfgürtel trotz dort postierter Jäger auf Nahrungssuche war.

Die Schnatterenten scheinen sich auf den seit Jahren gleichen Jagdablauf eingestellt zu haben, denn sie zeigten eine bemerkenswerte Abweichung von ihrem sonst beobachteten Fluchtverhalten. Anstatt wie bei anderen Störungen schnell und relativ flach über der Wasseroberfläche Richtung Schilfgürtel von der Störungsquelle wegzufiegen, schraubten sich die meisten Enten bei Annäherung durch das Ruderboot erst in engen Kreisen über dem See auf eine Höhe von 100 m und mehr, um dann in Trupps von 3 bis 20 Individuen unerreichbar für die am Ufer postierten Jäger die Gefahrenzone zu verlassen. Geschossen wurden vorwiegend einzelne noch aus dem Schilf abstreichende Enten sowie Vögel, die nach einer Weile zum See zurückkehrten.

## 4. Bestandserfassung

### 4.1. Zählung am Jagdtag an umliegenden Gewässern

#### 4.1.1. Vertreibungseffekt am Jagdtag

Die Jagd am Rohrsee führte in allen Fällen zu einer kurzfristigen Vertreibung eines Teils des Entenbestands auf umliegende

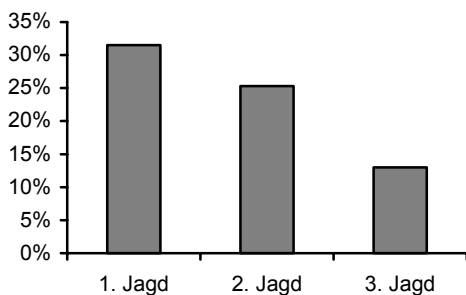
Gewässer. Bei den zeitgleich während der Jagden (Tab. 3) durchgeführten Beobachtungen an vier Ausweichgewässern wurden folgende Einflüge registriert: 1. Jagd (9.9.2000) 128 Enten, davon 98 Schnatterenten; 2. Jagd (6.10.2000) 185 Enten, davon 82 Schnatterenten; 3. Jagd (4.10.2001) 42 Enten, davon 30 Schnatterenten.

*Tab. 3: Zuflug und Verweildauer von Enten an vier benachbarten Gewässern (2-5 km Luftlinie) bei drei Rohrseejagden (1. Jagd am 9.9.2000, 2. Jagd am 6.10.2000, 3. Jagd am 4.10.2001).*

	Ausgangsbestand vor Jagd			Zuflug während Jagd			Endbestand nach Jagd			Bestand nächster Tag		
	1.	2.	3.	1.	2.	3.	1.	2.	3.	1.	2.	3.
<b>Holzmühleweiher</b>												
Schnatterente	0	85*	4	62	45	25	51	130	29	5	142	8
Stockente	4	28*	30	3	17	8	4	25	38	9	19	27
Löffelente	0	0*	0	0	11	0	0	9	0	0	7	24
Reiherente	2	5*	0	0	11	2	0	16	2	19	4	2
Tafelente	13	8*	0	8	31	0	12	39	0	14	14	0
<b>Riedsee</b>												
Schnatterente	0	0	0	32	28	0	11	25	0	0	0	3
Stockente	0	2	3	8	2	0	0	3	0	0	0	0
Löffelente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Reiherente	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Tafelente	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0
<b>Metzisweiler Weiher</b>												
Schnatterente	0	0	0	2	9	0	2	8	0	0	0	0
Stockente	21	3	5	5	25	0	23	10	1	0	0	20
Löffelente	0	0	0	0	4	0	0	3	0	0	0	0
Reiherente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tafelente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Stockweiher</b>												
Schnatterente	0	0	16*	2	0	5	2	0	21	0	0	14
Stockente	2	7	45*	5	0	1	7	7	46	1	6	46
Löffelente	0	0	0*	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Reiherente	0	3	0*	0	0	0	0	3	0	0	1	0
Tafelente	0	0	0*	0	0	1	0	0	1	0	0	0

\* Gewässer teilweise abgelassen

Mangels Markierung kann natürlich nicht mit Sicherheit gesagt werden, ob die während der Jagdausübung an diesen vier Gewässern zugeflogenen Enten alle vom Rohrsee stammen. Allerdings ist zumindest bei der Schnatterente mit einiger Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass es sich bei den an den vier Seen zugeflogenen Enten tatsächlich um Individuen handelte, die durch die jagdliche Störung vom nahegelegenen Rohrsee vertrieben wurden (vgl. Kap. 2).



**Abb. 2: Einflug von Schnatterenten während der Jagd an vier benachbarten Seen (in % des Rohrseebestands, jeweils letzte Zählung eine Stunde vor der Jagd)**

Wenn es um die Beurteilung des jagdlichen Vertreibungseffektes geht, sind die absoluten Zahlen (Tab. 3) der an den Nachbargewässern eingeflogenen Schnatterenten nur bedingt aussagekräftig. Denn es fehlt der Bezug zum Ausgangsbestand (letzte Schnatterentenzählung am Morgen vor der Jagd am Rohrsee), der von Jagdtag zu Jagdtag unterschiedlich war. Deshalb wurde als weiterer Weiser für jeden Jagdtag das „Vertreibungsprozent“ (= Quotient aus Ausgangsbestand am Rohrsee und der während der Jagd an den vier Ausweichgewässern zugeflogenen Schnatterenten) berechnet. Bezogen auf den Ausgangsbestand der Schnatterente am Rohrsee (100 %) wurden am 1. Jagdtag

31,5 %, am 2. Jagdtag 25,3 % und am 3. Jagdtag 13 % des Schnatterentenbestands auf die benachbarten Gewässer vertrieben (Abb. 2). Der Vertreibungseffekt nahm mit nachlassender Jagdintensität (Anzahl abgegebener Schüsse) ab.

#### 4.1.2. Dauer der Vertreibung

In 9 von 12 Fällen konnte an den besetzten Ausweichgewässern der Einflug von Enten beobachtet werden, die wahrscheinlich durch die jagdliche Aktivität am Rohrsee vertrieben wurden (Tab. 3). Die vom Rohrsee verdrängten Enten nutzten die Ausweichgewässer nur kurzfristig und waren dort spätestens bei der Zählung am Tag nach der Jagd wieder verschwunden - mit einer Ausnahme. Bei der Schnatterente kam es in einem Fall (6.10.2000, Holzmühleweiher) nicht nur zu einer kurzfristigen Vertreibung, sondern zu einer weiteren Verlagerung des Bestands vom Rohrsee zum Holzmühleweiher in den Tagen nach der Jagd (Abb. 3). Hierbei spielten jedoch auch Faktoren eine Rolle, die nicht mit der jagdlich bedingten Störung am Rohrsee zusammenhängen und der näheren Erläuterung bedürfen.

Bei der Kontrolle am Morgen des Jagdtags (6.10.2000) wurde überraschend festgestellt, dass sich am Holzmühleweiher - bevor die Jagd am Rohrsee begonnen hatte - bereits 85 Schnatterenten aufhielten. Diese für den Holzmühleweiher ungewöhnlich hohe Schnatterentenzahl stand vermutlich im Zusammenhang mit dem Ablassen dieses Gewässers (am 6.10.2000 etwa halber Normalwasserstand) und dem sich daraus vorübergehend ergebenden hohen Nahrungsangebot. Der während der 2. Rohrseejagd (6.10.2000) am Holzmühleweiher beobachtete Zuflug von Schnatterenten lag mit 45 Individuen in einer ähnlichen Größenord-

nung wie bei der 1. Jagd am 9.9.2000, als 62 Schnatterenten zuflogen. Im Unterschied zur 1. Jagd blieben diese Enten aber am Holzmühleweiher, wahrscheinlich weil sie dort bessere Nahrungsbedingungen vorfanden als am Rohrsee. Nach den vorliegenden Zählergebnissen (Abb. 3) hat in den Tagen nach der Jagd eine zunehmende Verlagerung des Schnatterentenbestands vom Rohrsee zum Holzmühleweiher stattgefunden, die erst fünf Tage nach der Jagd ihren Höhepunkt fand. An diesem Tag (11.10.2000) wurden am Rohrsee weniger Schnatterenten gezählt als am Holzmühleweiher. Die nächste Wochenzählung am 17.10.2000 ergab dagegen nur noch 14 Schnatterenten am Holzmühleweiher, der nun fast gänzlich trockengefallen und somit als Nahrungsgewässer für die Art wieder ungeeignet war.

#### 4.2. Tageszählungen am Rohrsee in den Jagddekaden

Im folgenden werden die Tageszählungen der acht Wasservogelarten, die in den Jagddekaden am Rohrsee regelmäßig anwesend waren, dargestellt. Durch den Vergleich der Bestandszahlen in den fünf Tagen vor und nach der Jagd mit dem U-Test von WILCOXON, MANN & WHITNEY (SACHS 1973) wurde für jede Art geprüft, ob sich ihr Bestand nach der Jagd signifikant verändert hat. Denn es ist zu erwarten, dass sich ein möglicher Vertreibungseffekt besonders in den Tagen unmittelbar nach der Jagd auswirkt und dass bei der Störungsempfindlichkeit artspezifische Unterschiede bestehen.

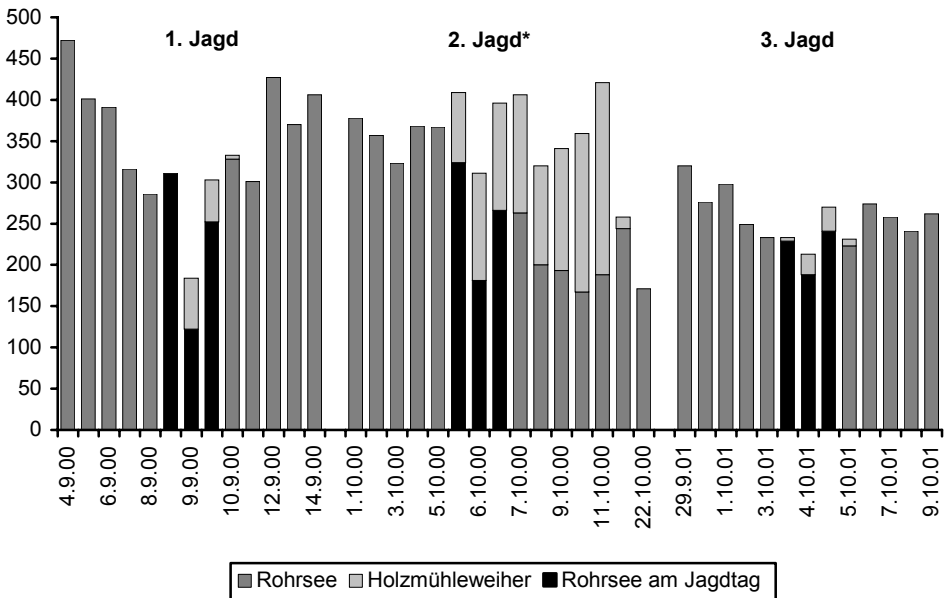


Abb. 3: Bestand der Schnatterente (*Anas strepera*) am Rohrsee und dem benachbarten Holzmühleweiher bei drei Jagden (tägliche Zählungen; am Jagdtag drei Zählungen: vor, während und nach der Jagd). Bei der 2. Jagd\* wurde das Ergebnis durch die zufällig gleichzeitig durchgeführte Ablassung des Holzmühleweihers (halber Wasserstand am Jagdtag) beeinflusst.

#### 4.2.1. Schnatterente (*Anas strepera*)

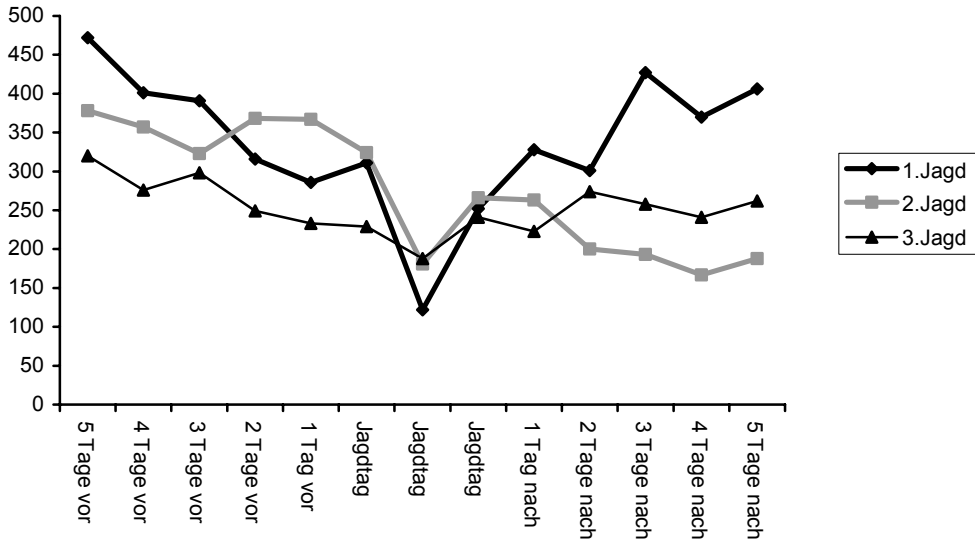


Abb. 4: Bestand der Schnatterente (*Anas strepera*) am Rohrsee vor und nach der Jagd (tägl. Zählung, am Jagdtag drei Zählungen: vor Jagdbeginn, nach Jagdende, am Abend des Jagdtags).

Bereits vor der 1. Jagd Anfang September 2000 war der Schnatterentenbestand deutlich rückläufig. Ohne jagdlichen Einfluss ging der Bestand am Rohrsee innerhalb von sechs Tagen kontinuierlich um etwa 1/3 zurück (von 472 am 4.9.2000 auf 311 am Morgen des 9.9.2000 vor der Jagd). Durch die jagdbedingte Störung wurden viele Schnatterenten vertrieben, aber am Abend des Jagdtags (Zählung um 18 Uhr) lag der Bestand bereits bei 80 % der letzten Zählung vor der Jagd und am nächsten Morgen wieder bei 100 % des Ausgangsbestands.

Bei der 2. Jagd 2000 gab es zunächst zwar eine ähnliche Bestandsentwicklung, denn am Abend des Jagdtages wurden ebenfalls wieder 80 % des Ausgangsbestands gezählt. Aber die fehlenden 20 % tauchten

auch bis zum Morgen des nächsten Tages nicht wieder am Rohrsee auf und in den folgenden Tagen setzte eine weitere Verlagerung zum trockenfallenden Holzmühleweiher ein.

Bei der 3. Jagd am Rohrsee wurden bereits am Abend des Jagdtags wieder so viele Schnatterenten wie morgens vor der Jagd gezählt.

Bei der 1. Jagd und 3. Jagd bestanden keine signifikanten Bestandsunterschiede vor und nach der Jagd. Bei der 2. Jagd war der Schnatterentenbestand vor der Jagd signifikant größer ( $p < 0,005$ , U-Test), aber in diesem Fall wurde der Bestandsrückgang am Rohrsee auch durch die zufällig zur gleichen Zeit durchgeführte Ablassung des Holzmühleweihers beeinflusst.

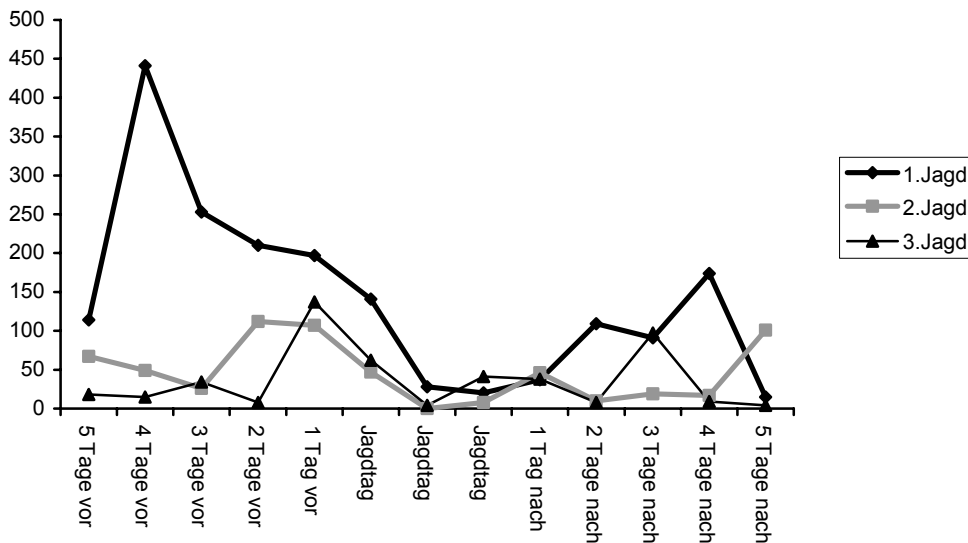
4.2.2. Stockente (*Anas platyrhynchos*)

Abb. 5: Bestand der Stockente (*Anas platyrhynchos*) bei drei Jagden am Rohrsee (Tageszählungen, am Jagdtag drei Zählungen: vor Jagdbeginn, nach Jagdende, am Abend des Jagdtags).

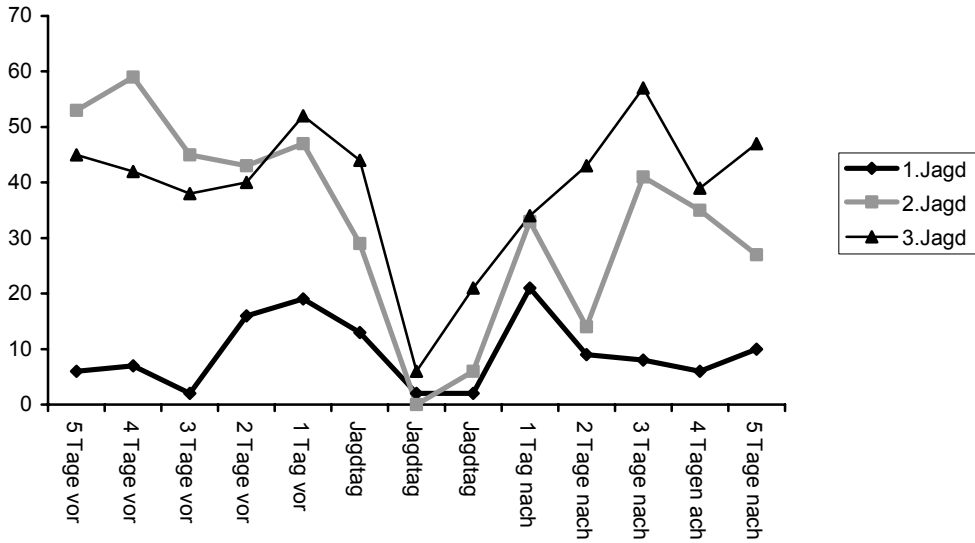
Die Stockente ist nach der Schnatterente die zweithäufigste Entenart am Rohrsee. Allerdings unterliegt ihr Bestand sowohl im Tagesverlauf als auch von Tag zu Tag erheblichen Schwankungen (Abb. 5). Die höchsten Stockentenzahlen wurden i.d.R. am frühen Morgen ermittelt. Da die meisten Zählungen erst am Vormittag zwischen 8 und 10 Uhr stattfanden, konnten wahrscheinlich nicht immer alle anwesenden Stockenten erfasst werden, z.B. weil sie schon im Schilf waren oder sie den See bereits wieder verlassen hatten. Tagsüber hielten sich meist nur einzelne Stockenten auf dem Wasser auf, denn der Rohrsee wird als Ruhengewässer von dieser Art kaum genutzt. Aus diesen Gründen ist anzunehmen, dass die Erfassung der Stockente im Vergleich zu anderen Arten nur unvollständig gelungen ist.

Deshalb ist es auch schwierig, aus den Ergebnissen der Tageszählungen bei der

Stockente auf den Einfluss der jagdlichen Störung zu schließen. Rein rechnerisch nimmt der Stockentenbestand nach der 1. Jagd ( $p < 0,01$ ) und der 2. Jagd ( $p < 0,05$ ) signifikant ab (U-Test). Kein signifikanter Unterschied in der Bestandsgröße besteht dagegen bei der 3. Jagd.

Die Bestandsentwicklung vor der 1. Jagd im September 2000 wurde durch das Nahrungsangebot beeinflusst. Der für den Rohrsee ungewöhnlich hohe Stockentenbestand war bedingt durch die Anziehungskraft zweier Wintergerstefelder in Ufernähe, die bereits im August 2000 von bis zu 550 Stockenten zur Nahrungssuche aufgesucht wurden. Mit zunehmender Ausbeutung dieser Nahrungsquelle fiel der Bestand schon in den Tagen vor der Jagd von max. 441 Individuen am 5.9.2000 auf 141 Individuen am 9.9.2000 bei der letzten Zählung vor der Jagd.

### 4.2.3. Löffelente (*Anas clypeata*)



**Abb. 6:** Bestand der Löffelente (*Anas clypeata*) am Rohrsee vor und nach der Jagd (Tageszählungen, am Jagdtag drei Zählungen: vor Jagdbeginn, nach Jagdende, am Abend des Jagdtags).

Die Löffelente ist alljährlicher Durchzügler und erreicht am Rohrsee normal im Oktober ihre höchsten Bestände (HEINE et al. 2001). Die jagdliche Störung führte zwar in allen Fällen zu einem kurzfristigen Bestandseinbruch (Abb. 6), aber nur nach der 2. Jagd

reduzierte sich der Löffelentenbestand signifikant ( $p < 0,05$ ). Bei den zwei anderen Jagden bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Bestandsgrößen in den Tagen vor und nach der jagdlichen Störung.



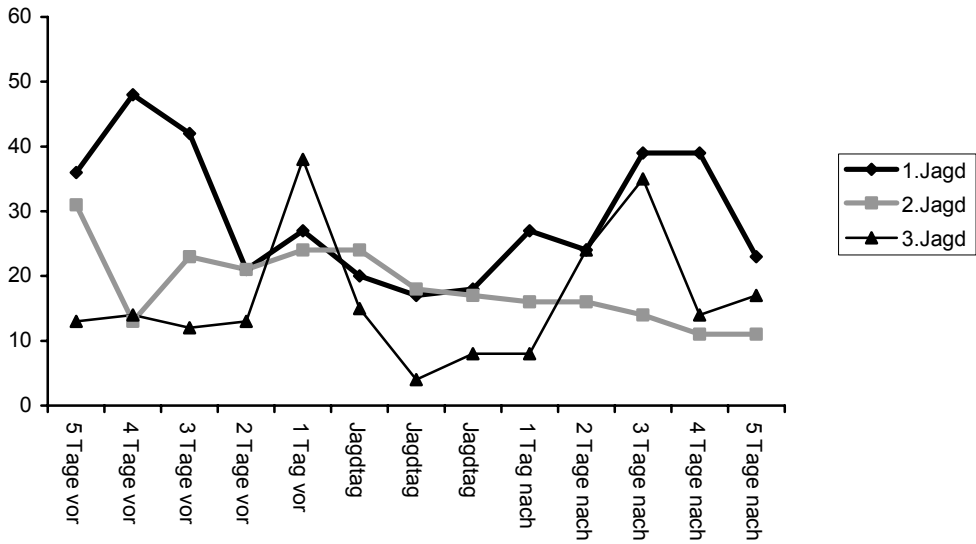
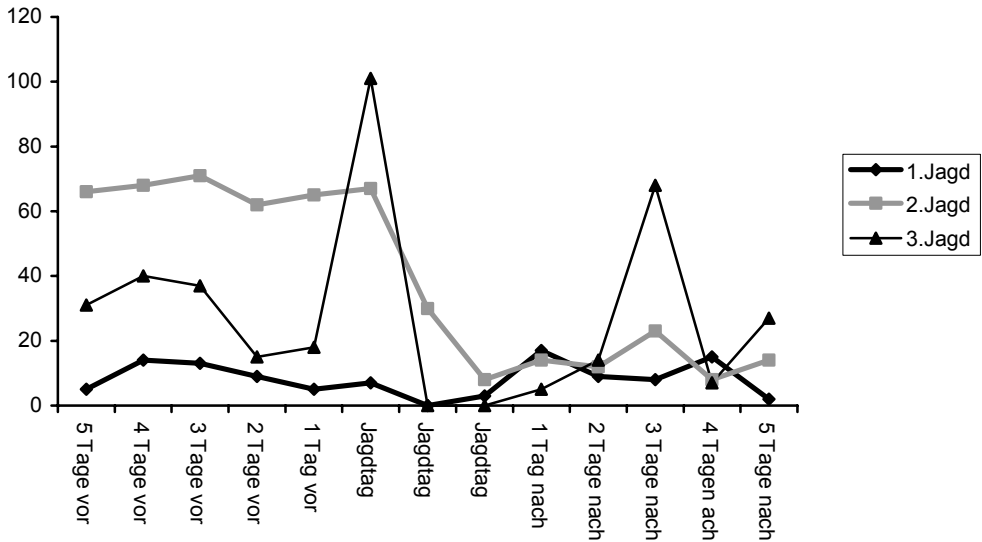
4.2.4. Reiherente (*Aythya fuligula*)

Abb. 7: Bestand der Reiherente (*Aythya fuligula*) am Rohrsee vor und nach der Jagd (Tageszählungen, am Jagdtag drei Zählungen: vor Jagdbeginn, nach Jagdende, am Abend des Jagdtags).

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei der Reiherente (Abb. 7). Auch bei dieser Art nimmt der Bestand nach der 2. Jagd signifikant ab

( $p < 0,05$ ), während es nach den beiden anderen Jagden keine signifikanten Veränderungen gibt.

#### 4.2.5. Tafelente (*Aythya ferina*)



**Abb. 8:** Bestand der Tafelente (*Aythya ferina*) am Rohrsee vor und nach der Jagd (Tageszählungen, am Jagdtag drei Zählungen: vor Jagdbeginn, nach Jagdende, am Abend des Jagdtags).

Bei der 1. Jagd und einem geringen Tafelentenbestand (Abb. 8) treten keine signifikanten Bestandseinbußen nach der Jagd auf. Bei der 2. Jagd verringert sich der vor der Jagd stabil zwischen 60 und 70 Individuen liegende Tafelentenbestand signifikant ( $p < 0,01$ ) auf unter 20 Individuen in den

Tagen nach der Jagd. Bei der 3. Jagd wird zwar ein gerade am Morgen des Jagdtags neu angekommener Trupp von 80 Tafelenten durch die jagdliche Aktivität vertrieben, aber ein signifikanter Unterschied zwischen den Tageszählungen vor und nach der Jagd besteht nicht.

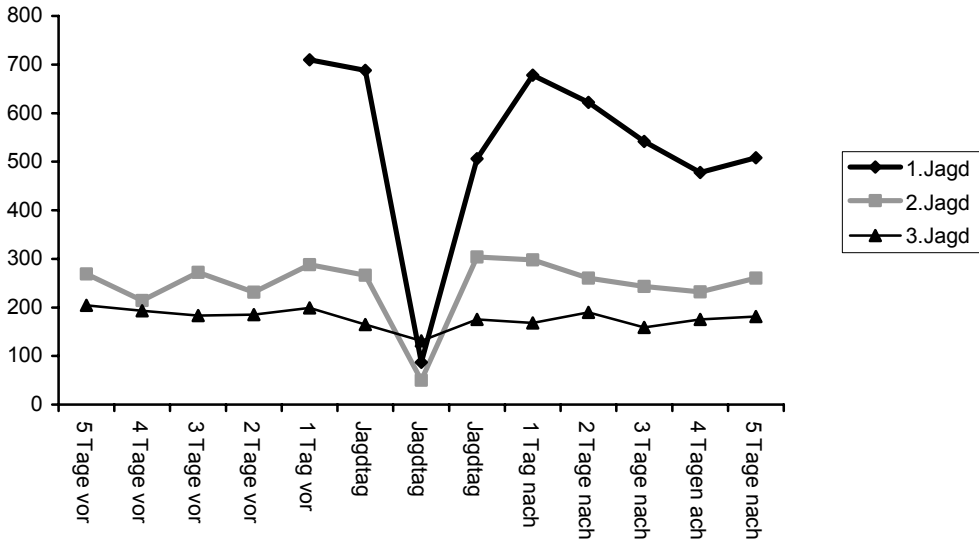
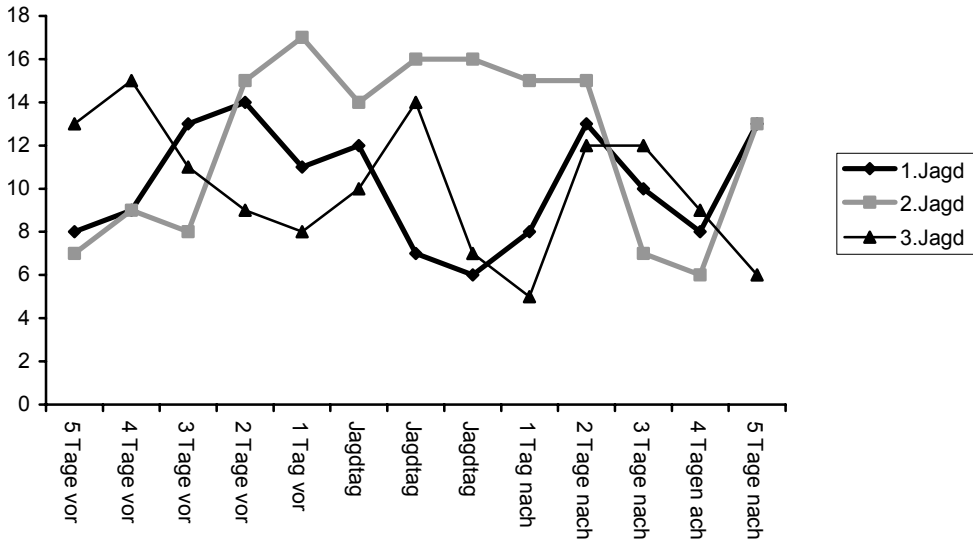
4.2.6. Blässhuhn (*Fulica atra*)

Abb. 9: Bestand des Blässhuhns (*Fulica atra*) am Rohrsee vor und nach der Jagd (Tageszählungen, am Jagdtag drei Zählungen: vor Jagdbeginn, nach Jagdende, am Abend des Jagdtags).

Bei den Entenjagden wird auch das Blässhuhn bejagt. Im Unterschied zu den Enten verlassen die Blässhühner den See bei jagdlichen Störungen nicht, sondern sie ziehen sich während der Jagd ins Schilf zurück. Bei den Jagden konnten keine Blässhühner unter den Trupps der den See verlassenden Vögel oder den an den Ausweichgewässern ankommenden Vögel beobachtet werden. Der Bestandsrückgang an den Jagdtagen bedeutet beim Blässhuhn also keine Vertreibung vom See, sondern eine Vertreibung ins Schilf. Nach den Beobachtungen an den Jagdtagen verlassen die Blässhühner schon kurz nach

dem Jagdende ihre Deckung und schwimmen zur Nahrungssuche auf die Wasserfläche hinaus. Bei zwei von drei Jagden liegt der auf dem See sichtbare Bestand bereits am Abend des Jagdtags wieder auf dem Niveau der Morgenzählung vor der Jagd. Bei einer Jagd wird der Ausgangsbestand erst am nächsten Morgen nach der Jagd erreicht. Eine Datenlücke verhindert eine statistische Auswertung bei der 1. Jagd. Bei den beiden Jagden mit kompletten Tageszählungen besteht kein signifikanter Unterschied zwischen dem Blässhuhnbestand vor und nach der Jagd.

#### 4.2.7. Höckerschwan (*Cygnus olor*)



**Abb. 10:** Bestand des Höckerschwans (*Cygnus olor*) am Rohrsee vor und nach der Jagd (Tageszählungen, am Jagdtag drei Zählungen: vor Jagdbeginn, nach Jagdende, am Abend des Jagdtags).

Der Höckerschwan ist Brutvogel am Rohrsee. Nach Auskunft des Jagdpächters wird die Art am Rohrsee zwar in unregelmäßigen Abständen (nicht jedes Jahr) bejagt, aber nicht bei den Entenjagden, sondern in Form von Einzelabschüssen. Bei den drei Jagden konnten keine schussbedingten Fluchtreaktionen der Höckerschwäne beobachtet werden. An zwei Jagdtagen wurden unmittelbar nach dem Ende der Jagd sogar mehr Höcker-

schwäne gezählt als vor dem Jagdbeginn. Die Unterschiede bei den Tageszählungen (Abb. 10) sind keine Folge von Bestandschwankungen, sondern überwiegend bedingt durch die unterschiedliche Sichtbarkeit der standortstreuen Familienverbände (im Schilf oder auf der Wasserfläche). Signifikante Unterschiede zwischen dem Schwänenbestand vor und nach den Jagdterminen bestehen nicht.

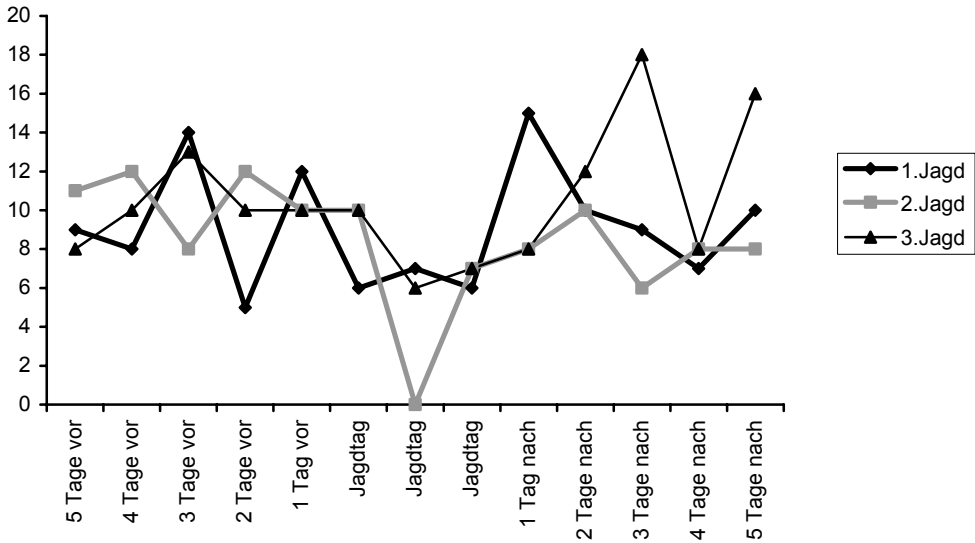
4.2.8. Haubentaucher (*Podiceps cristatus*)

Abb. 11: Bestand des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) am Rohrsee vor und nach der Jagd (Tageszählungen, am Jagdtag drei Zählungen: vor Jagdbeginn, nach Jagdende, am Abend des Jagdtags).

Der Haubentaucher ist regelmäßiger Brutvogel am Rohrsee. Wie beim Höckerschwan ist auch bei dieser standorttreuen Art die Varianz der Zählergebnisse von Tag zu Tag wahrscheinlich in erster Linie auf Schwankungen im Erfassungsgrad (Aufenthalt im Schilf oder auf dem Wasser) zurückzuführen. Nach den Beobachtungen während der Entenjagden reagiert die Art zwar ähnlich

unempfindlich gegenüber der jagdlichen Störung wie der Höckerschwan, aber nach den Zählergebnissen war der Bestand in den Tagen nach der 2. Jagd signifikant geringer ( $p < 0,05$ ) als in den fünf Tagen vor der Jagd. Bei den beiden anderen Jagden sind keine signifikanten Bestandsänderungen vor und nach dem Jagdereignis festzustellen.

#### 4.2.9. Zusammenfassung der Tageszählungen in den Jagddekaden

Ein kurzfristiger Vertreibungseffekt durch die jagdliche Störung bestand bei allen Entenarten, indem ein mehr oder weniger großer Teil der Individuen das Gewässer vorübergehend verließ. Blässhühner, Haubentaucher und Schwäne blieben jedoch am Ort und flüchteten während der Jagdausübung ins Schilf.

Ein langfristiger (mehr als ein Tag anhaltender) Vertreibungseffekt blieb entgegen den Erwartungen in der Mehrzahl der Fälle aus.

Die Stockente reagierte auf die jagdlich bedingte Störung am Rohrsee empfindlicher als die übrigen Arten. Nur bei der 3. Jagd, bei der nicht der gesamte See umstellt wurde, ergab sich kein signifikanter Bestandseinbruch.

Die Bestände der anderen Entenarten (Schnatter-, Löffel-, Reiher-, Tafelente) sowie des Haubentauchers zeigten nach der 2. Jagd am Rohrsee signifikante Abnahmen und blieben nach den beiden anderen Jagden

stabil. Bei der Schnatterente wurde der signifikante Bestandsrückgang nach dieser Jagd durch weitere Faktoren beeinflusst (Ablassung des Holzmühleweiher), die mit der jagdlichen Störung nichts zu tun hatten.

Beim Blässhuhn und Höckerschwan wurden nach keiner Jagd signifikante Bestandsveränderungen festgestellt.

Nach den Zählergebnissen hatte die jeweils erste Jagd im Jahr (1. Jagd und 3. Jagd) keinen Einfluss auf die Bestandsgröße der Wasservögel. Mit einer Ausnahme (Stockente 1. Jagd) traten alle signifikanten Bestandsrückgänge nach der 2. Jagd auf (Tab. 4). Diese fand im Oktober 2000 im Abstand von vier Wochen nach der 1. Jagd statt und hatte scheinbar trotz geringerer Jagdintensität (Anzahl Jäger, Schüsse und Strecke) einen größeren Einfluss auf den Wasservogelbestand als die 1. Jagd.

Ob die signifikanten Bestandsrückgänge nach der 2. Jagd ausschließlich auf die jagdliche Störung zurückzuführen sind oder hier auch noch andere Ursachen eine Rolle spielen, wird an anderer Stelle (Kap 6.7.) ausführlich erörtert.

**Tab. 4: Ergebnisse der Tageszählungen von regelmäßig anwesenden Vogelarten vor und nach den Entenjagden am Rohrsee (n. s. = keine signifikante Bestandsveränderung;  $p < 0,05$ , signifikanter Bestandsrückgang in den Tagen nach der Jagd), U-Test nach WILCOXON, MANN & WHITNEY, einseitig (SACHS 1973).**

Art	2000		2001
	1. Jagd	2. Jagd	3. Jagd
Blässhuhn ( <i>Fulica atra</i> )	keine Daten	n. s.	n. s.
Schnatterente ( <i>Anas strepera</i> )	n. s.	$p < 0,005$	n. s.
Stockente ( <i>Anas platyrhynchos</i> )	$p < 0,01$	$p < 0,05$	n. s.
Löffelente ( <i>Anas clypeata</i> )	n. s.	$p < 0,05$	n. s.
Reiherente ( <i>Aythya fuligula</i> )	n. s.	$p < 0,05$	n. s.
Tafelente ( <i>Aythya ferina</i> )	n. s.	$p < 0,01$	n. s.
Höckerschwan ( <i>Cygnus olor</i> )	n. s.	n. s.	n. s.
Haubentaucher ( <i>Podiceps cristatus</i> )	n. s.	$p < 0,05$	n. s.

### **4.3. Vergleich der Bestandsgröße der Jahre mit Jagd (2000 und 2001) mit dem Jahr ohne Jagd (2002)**

Neben einem kurzfristigen Vertreibungseffekt könnte sich die jagdliche Störung auch langfristig negativ auf die Größe des Vogelbestands auswirken. Um mögliche langfristige Folgen der Jagd auf die Größe des Vogelbestands am Rohrsee zu überprüfen, werden im folgenden die Monatsmaxima der beiden Jahre mit Entenjagd (2000, 2001) dem Jahr 2002 (ganzjährige Jagdruhe) gegenüberge-

stellt (U-Test) und im Einzelnen diskutiert. Unter den Gegebenheiten am Rohrsee (wegen regelmäßiger Vereisung weder Jagd noch Vögel im Januar) und den Anforderungen des U-Tests (Minimum sechs Werte) erscheint der Zeitraum Juli bis Dezember am besten geeignet, um die Jagdzeit (1.9.-15.1.) abzudecken. Wegen der Datenlücke im ersten Untersuchungsjahr (Januar, Februar fehlen) stehen für den Vergleich ganzer Jahre lediglich 10 Monate, d.h. der Zeitraum März bis Dezember zur Verfügung.

### 4.3.1. Blässhuhn

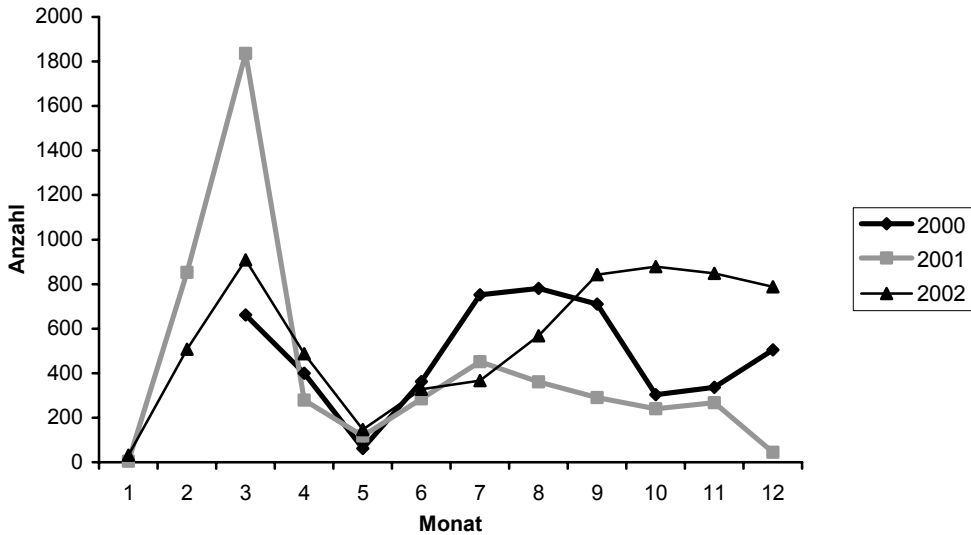


Abb. 12: Bestand des Blässhuhns (Monatsmaxima) am Rohrsee von 2000-2002

Der Bestand des Blässhuhns unterliegt starken jahreszeitlichen Schwankungen (Abb. 12) mit einem Gipfel beim Heimzug im Frühjahr. Am 1.3.2001 wurde auf dem noch überwiegend zugefrorenen See mit 1836 Individuen die zweithöchste bislang am Rohrsee bekannte Blässhuhnansammlung registriert (vgl. auch HEINE et al. 2001). Die geringsten Zahlen fallen auf die Brutzeit im Mai, um danach durch Zuzug wieder anzusteigen.

Zwischen den einzelnen Jahren bestehen deutliche Unterschiede. Am niedrigsten ist der Blässhuhnbestand im Jahr 2001, gefolgt vom Jahr 2000. Am höchsten ist der Bestand 2002. Der Blässhuhnbestand ist im Jahr der Jagdruhe in beiden Zeiträumen (März bis Dezember  $p < 0,02$ , Juli bis Dezember  $p < 0,01$ ) signifikant größer als in den beiden Jahren mit Jagd. Die Bestandsmaxima bewegen sich von September bis Dezember 2002 konstant zwischen 800 und 900 Indivi-

duen und damit auf einem deutlich höheren Niveau als in den beiden Vorjahren.

Es stellt sich die Frage, ob die positive Bestandsentwicklung im Herbst 2002 allein auf die Jagdruhe zurückgeht oder ob hier auch andere Faktoren beteiligt sind. Für letzteres spricht vor allem die Tatsache, dass die gravierenden Bestandsunterschiede in den einzelnen Jahren bereits vor der jagdlichen Aktivität bestanden. So waren die Blässhuhnzahlen im Zeitraum Juli bis Anfang September vor der 1. Jagd im Jahr 2000 mit Monatsmaxima von knapp 800 Individuen etwa doppelt so hoch wie im Vergleichszeitraum ein Jahr später. Für das Bestands-tief in der 2. Jahreshälfte 2001 ist kein Zusammenhang mit der jagdlichen Störung ersichtlich. Bereits ab Juli 2001, also drei Monate vor der Jagd, ging der Blässhuhnbestand von gut 400 Individuen kontinuierlich bis auf unter 200 Individuen vor der Jagd Anfang Oktober 2001 zurück (Abb. 12).



Wiederum ein Jahr später war der Bestand zum selben Zeitpunkt Anfang Oktober mit 840 Individuen um den Faktor 4 größer. Daraus ist zu schließen, dass die Schwankungen des Blässhuhnbestands durch andere Faktoren als die Jagd (Wasserstand, nutzbares Nahrungsangebot) verursacht wurden, zumal nach den Zählungen direkt nach der Jagd (Abb. 9) keine signifikanten Bestandsänderungen aufgetreten sind.

Für die Annahme, dass die Schwankungen des Blässhuhnbestands in den drei Jahren natürliche Ursachen haben, sprechen auch die Beobachtungen von K. BOMMER (in HEINE et al. 2001) aus den Vorjahren mit regelmäßiger Entenjagd. Während in Jahren

mit Normalwasserstand gewöhnlich ein Bestand von 500-600 Blässhühnern bis zum Zufrieren des Sees bleibt, verlassen sie das Gebiet bei niedrigem Wasserstand vorzeitig. So hielten sich bei jeweils niedrigem Wasserstand am 12.8.1997 nur 120 Individuen und vom 29.9. bis 11.10.1998 lediglich 22 Bläsrallen am Rohrsee auf (K. BOMMER in HEINE et al. 2001).

Witterungsbedingt (Vereisung des Rohrsees nach frühem Wintereinbruch) war der auffällige Bestandseinbruch im Dezember 2001, dem Monat mit dem geringsten Maximum (44 Individuen) während der Jagdzeit in den drei Jahren.

### 4.3.2. Schnatterente

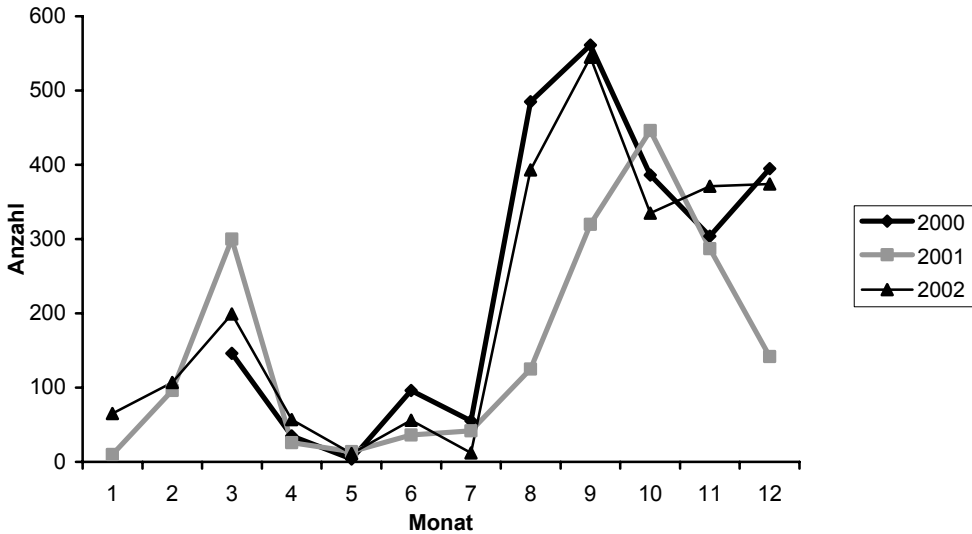


Abb. 13: Bestand der Schnatterente (Monatsmaxima) in den Jahren 2000-2002

Der Heimzug der Schnatterente in die Brutgebiete findet ab Ende Februar bis Mitte April statt. In der Regel liegen die Spitzenwerte auf dem Frühjahrszug zwischen 200 und 300 Individuen, z.B. 300 Individuen vom 1.3.2001 bis 4.3.2001 (K. BOMMER, P. LINDEROTH in HEINE et al. 2001). Nach einem Tief während der Brutzeit im April/Mai steigt der Bestand durch Zuzug ab Juni/Juli langsam wieder an bis zu einem zweiten Gipfel im September/Oktober. Nach eigenen Beobachtungen gehört die Schnatterente neben dem Blässhuhn und dem Höckerschwan zu den Vogelarten, die im Hochwinter am längsten am Rohrsee bleibt und solange ausharrt, bis auch das letzte eisfreie Wasserloch zugefroren ist.

Fast parallel verläuft die monatliche Bestandsentwicklung der Schnatterente (Abb. 13) in den Jahren 2000 (zwei Jagden) und 2002 (Jagdruhe) mit einem Tief im Mai und einem Gipfel im September (2000 Maximum

561, 2002 Maximum 545). Auch ohne jagdliche Aktivität fällt der Schnatterentenbestand im Oktober 2002 auf maximal 335 Individuen und damit auf einen geringfügig tieferen Stand als im Oktober 2000 (Maximum 386). Dafür liegt das Novembermaximum 2002 mit 371 Individuen etwas höher als 2000 (304) und im Dezember wieder auf gleicher Höhe (2000 Maximum 395, 2002 Maximum 374).

Gegenüber den Jahren 2000 und 2002 befindet sich der Schnatterentenbestand in der 2. Jahreshälfte 2001 auf einem deutlich niedrigeren Niveau, wobei diese Situation bereits vor der einzigen Jagd besteht. Im Jahr 2001 ist der Bestand im August (Maximum 125) etwa um den Faktor 4 und im September (Maximum 320) etwa um den Faktor 2 kleiner als in den beiden anderen Jahren. Der Bestand gipfelt 2001 einen Monat später im Oktober (Maximum 446) und sinkt danach rasch ab. Der niedrige Dezemberwert geht

auf einen frühen Wintereinbruch zurück (Teile des Rohrsees zugefroren), der einen großen Teil des Schnatterentenbestands zum Abwandern veranlasste.

Zwischen dem Schnatterentenbestand der beiden Jahre mit Jagd (2000, 2001) und dem Jahr mit Jagdruhe (2002) bestehen keine signifikanten Unterschiede.

Auffällig ist die zeitliche Übereinstimmung der niedrigen Bestandszahlen von

Schnatterente und Blässhuhn im 2. Halbjahr 2001 (ab August). Möglicherweise besteht hier ein Zusammenhang, denn die Schnatterente parasitiert häufig tauchende Blässhühner, die Laichkräuter aus der Tiefe hervorholen. Nach Beobachtung von BOMMER (in HEINE et al. 2001) korreliert die Zahl der rastenden Schnatterenten am Rohrsee mit der spätsommerlichen Zunahme der Laichkräuter und der Zahl anwesender Blässhühner.

### 4.3.3. Stockente

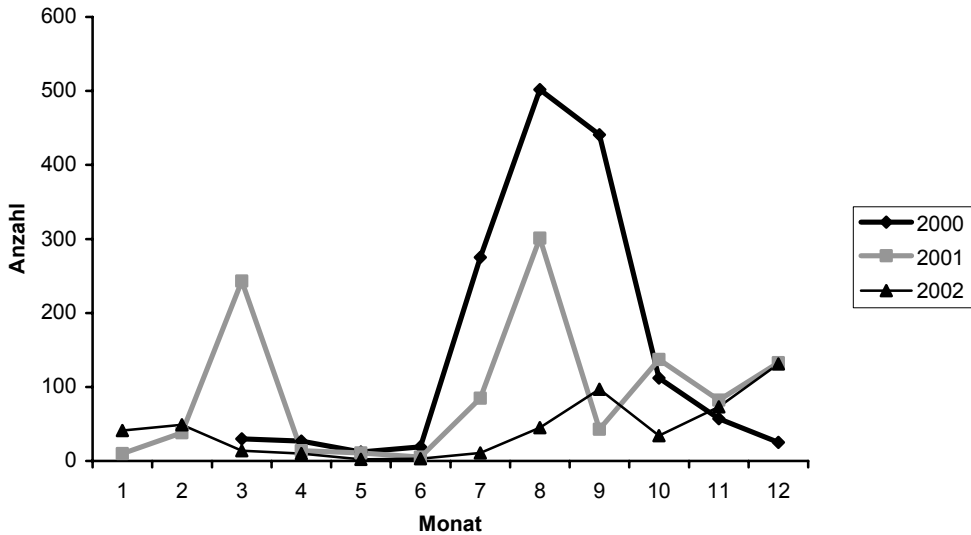


Abb. 14: Bestand der Stockente (Monatsmaxima) am Rohrsee von 2000-2002

Die Stockente ist als zweithäufigste Entenart am Rohrsee zwar regelmäßig, aber meist nur in geringen Zahlen vertreten. Zu größeren Ansammlungen wie im August 2000 (500 Individuen) kommt es lediglich im Hochsommer, wenn Getreidefelder in Seenähe kurz vor oder nach der Ernte Nahrung bieten.

Von 2000 bis 2002 nimmt der Stockentenbestand während der Jagdzeit in der 2. Jahreshälfte stetig ab (Abb. 14). Er fällt von einem Maximum von 500 im 1. Jahr (2 Jagden) auf ein Maximum von 300 im 2. Jahr (1 Jagd) und erreicht den niedrigsten Stand mit einem Maximum von 130 im 3. Jahr (Jagdruhe). Der Stockentenbestand am Rohrsee ist in den beiden Jahren mit Entenjagd in der

Jagdzeit signifikant größer (Juli-Dezember  $p < 0,05$ ) als im Jahr 2002 ohne Jagd.

Dass der Stockentenbestand am Rohrsee mit nachlassender Jagdintensität nicht größer, sondern kleiner geworden ist, entspricht nicht den Erwartungen. Daraus darf jedoch nicht gefolgert werden, dass sich die Jagdruhe nachteilig auf den Stockentenbestand ausgewirkt hat. Vielmehr weist dieser Befund darauf hin, dass die Störung durch die Jagd in diesem Zeitraum zu gering war, um die Bestandsgröße der Stockente zur Jagdzeit zu beeinflussen. Es ist anzunehmen, dass die jährlichen Bestandsschwankungen der Stockente an diesem Gewässer von Faktoren verursacht werden, die als natürlich anzusehen sind (z.B. Nahrungsangebot, lokale Verschiebungen).

## 4.3.4. Sonstige Enten

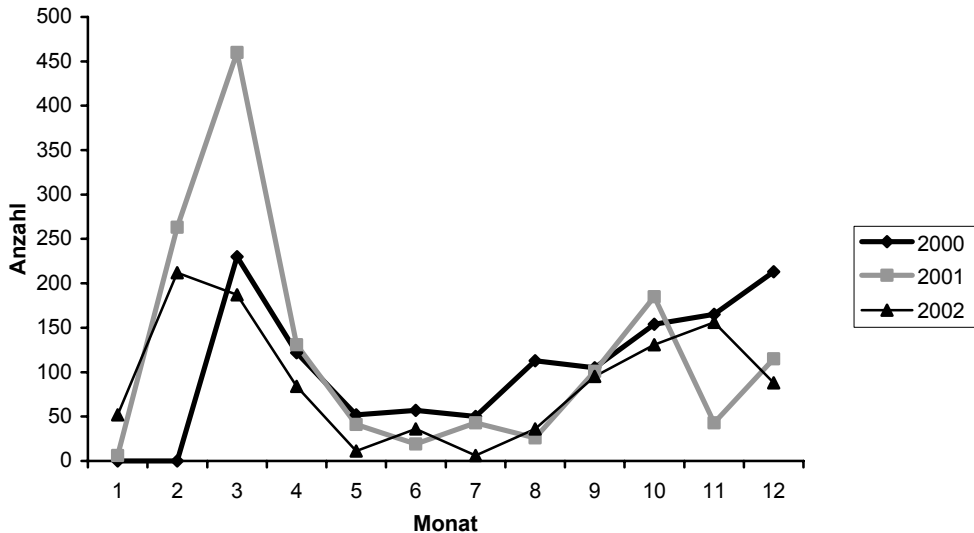


Abb. 15: Bestand sonstiger Enten (Monatsmaxima = Summe der unregelmäßig vorkommenden Entenarten Reiher-, Tafel-, Kolben-, Löffel-, Krick-, Pfeifente) am Rohrsee von 2000-2002

Das ganze Jahr über regelmäßig am Rohrsee anwesend sind lediglich die beiden häufigsten Entenarten Schnatter- und Stockente. Dagegen treten andere Entenarten nur zu bestimmten Jahreszeiten und meist auch in geringer Zahl auf. Zur Auswertung längerer Zeiträume wurden deshalb die sechs unregelmäßig vorkommenden Entenarten (Reiherente, Tafelente, Kolbenente, Löffelente, Krickente, Pfeifente) als Bestandssummen unter der Kategorie „sonstige Enten“ zusammengefasst.

Das absolute Maximum der drei Jahre wird im März 2001 durch hohe Zahlen durchziehender Tauchenten (265 Reiherenten, 122 Tafelenten) erreicht. In den Monaten Mai bis Juli liegt der Bestand sonstiger Enten auf dem Rohrsee maximal bei 57 Tieren. Während der herbstlichen Jagdzeit von September bis Dezember schwanken die

Bestandssummen der sechs Entenarten zwischen ca. 50 und 200 Vögeln und liegen damit etwa auf dem Niveau des Stockentenbestands. Der Bestandseinbruch im November 2001 ist Folge eines frühen Wintereintritts mit Vereisung des Sees (Rohrsee am 22.11.2001 zu 99 % zugefroren).

Ein negativer Einfluss der Jagd auf den Bestand der sonstigen Enten ist nicht erkennbar. In den Jahren mit Entenjagd sind die Bestandszahlen in den meisten Monaten sogar geringfügig höher als im Jahr ohne Jagd (Abb. 15), aber dieser Unterschied ist nicht signifikant. Beim Vergleich der Monatsmaxima sonstiger Enten zwischen den Jahren mit Jagd (2000, 2001) und dem Jahr ohne Jagd (2002) bestehen weder im Zeitraum März bis Dezember noch im Zeitraum Juli bis Dezember signifikante Unterschiede (Tab. 5).

**Tab. 5: Bestandsunterschiede der Wasservögel am Rohrsee in den Jahren mit Jagd (2000 und 2001) im Vergleich zu 2002 (ohne Jagd) (Monatsmaxima, U-Test nach WILCOXON, MANN & WHITNEY; SACHS 1973)**

Art	Zeitraum Monate	Bestand ohne Jagd größer	kein signifikanter Unterschied	Bestand mit Jagd größer
Blässhuhn	März bis Dez.	p < 0,02		
Blässhuhn	Juli bis Dez.	p < 0,01		
Schnatterente	März bis Dez.		X	
Schnatterente	Juli bis Dez.		X	
Stockente	März bis Dez.		X	
Stockente	Juli bis Dez.			p < 0,05
Sonstige Enten*	März bis Dez.		X	
Sonstige Enten*	Juli bis Dez.		X	

*\*sonstige Enten = Summe der nicht regelmäßig anwesenden Arten Reiher-, Tafel-, Kolben-, Löffel-, Krick-, und Pfeifente*

#### **4.4. Vergleich der Größe des Herbstbestands der Jahre mit Jagd (2000 u. 2001) mit den Jahren ohne Jagd (2002 u. 2006)**

Möglicherweise brauchen die Wasservögel länger als ein Jahr, um auf die Jagdruhe zu reagieren. Zur Überprüfung der Ergebnisse aus den Jahren 2000 bis 2002 wurden im Herbst 2006 nach fünfjähriger Jagdruhe nochmals wöchentliche Zählungen am Rohrsee durchgeführt. Da das aufwendige Zählprogramm der Vorjahre mangels Arbeitskapazität nicht realisierbar war, mussten die zusätzlichen Zählungen im Herbst 2006 auf die Monate September/Oktober beschränkt werden. Wenn es um die Frage geht, ob die Jagd einen Einfluss auf die Bestandsgröße hat, scheinen diese beiden Herbstmonate als Zeitraum für den Vergleich mehrerer Jahre aus zwei Gründen gut geeignet zu sein. Zum einen erreicht der Rastvogelbestand am Rohrsee nach den langjährigen Zählergebnissen (HEINE et al. 2001) in diesem Zeitraum (Mitte Oktober) sein Maximum im Jahresverlauf. Zum anderen beschränkte sich die jagdliche Aktivität während der ersten beiden Untersuchungsjahre auf die Monate September und Oktober, d.h. mögliche Auswirkungen der Jagd bzw. ihrem Wegfall müssten sich auch am ehesten in den Zählergebnissen dieser beiden Monaten niederschlagen. Deshalb wurden für den folgenden Vergleich des Herbstbestands der Jahre mit (2000, 2001) und ohne Jagd (2002, 2006) die Wochenmaxima der Monate September/Oktober zugrundegelegt.

Die zusätzlichen Zählungen nach fünfjähriger Jagdruhe im September/Oktober 2006 bestätigen im wesentlichen die Befunde aus den Jahren 2000 bis 2002. Der Blässhuhnbestand befindet sich auch im Herbst 2006 mit Wochenmaxima von 1000 Indivi-

den weiter auf hohem Niveau und ist in den Jahren ohne Jagd (September/Oktober 2002 u. 2006) hochsignifikant ( $p < 0,001$ , U-Test) größer als im Vergleichszeitraum der beiden Jahren mit Jagd (Abb. 19, Tab. 6).

Keine Zunahmen verzeichnet dagegen der Entenbestand. Die Schnatterentenzahlen am Rohrsee (Abb. 16) sind auch nach fünf Jahren Jagdruhe weit entfernt von dem Spitzenwert, den BOMMER (in HEINE et al. 2001) im Oktober 1998 ermittelte (1050 Individuen). Die Zahlen im September/Oktober liegen 2006 mit Wochenmaxima von 169-312 niedriger als im Herbst 2000 mit zwei durchgeführten Jagden (Wochenmaxima 193-561). Es bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen den September/Oktobewerten mit (2000, 2001) und ohne Jagd (2002, 2006), d.h. die Größe des Schnatterentenbestands hat sich nach Einstellung der Jagd nicht verändert.

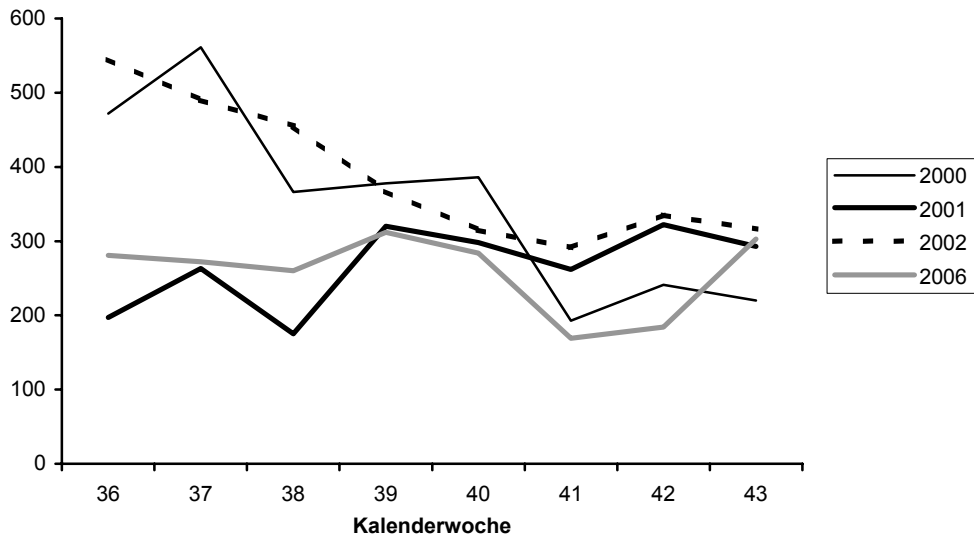
Zugenommen gegenüber dem Tiefstand im Jahr 2002 hat dagegen die Stockente (Abb. 17). Ihr Bestand im September/Oktober stieg von unter 100 im ersten Jahr mit Jagdruhe auf Wochenmaxima von 40-186 im fünften Jahr mit Jagdruhe. Damit liegt der Bestand zwar immer noch unter den Zahlen aus dem Jahr 2000 (Wochenmaxima 42-441), aber es besteht kein signifikanter Unterschied zwischen den September/Oktobewerten der Jahre mit (2000, 2001) und ohne Jagd (2002, 2006).

Abnahmen nach der Jagdruhe verzeichneten die im Herbst meist in geringerer Zahl durchziehenden Arten Reiher-, Tafel-, Kolben-, Löffel-, Krick- und Pfeifente, die unter dem Sammelbegriff „sonstige Enten“ summiert sind (Abb. 18). Ihr Bestand im September/Oktober war in den beiden Jahren mit Jagd signifikant größer ( $p < 0,02$ , U-Test) als in den Jahren mit Jagdruhe.

**Tab. 6: Bestandsunterschiede der Wasservögel am Rohrsee im September/Oktober in den Jahren mit Jagd (2000 und 2001) und ohne Jagd (2002, 2006) (U-Test nach WILCOXON, MANN & WHITNEY)**

Art	Monate	Herbstbestand (2002 u. 2006) ohne Jagd größer	kein signifikanter Unterschied	Herbstbestand (in 2000 u. 2001) mit Jagd größer
Blässhuhn	9-10	$p < 0,001$		
Schnatterente	9-10		X	
Stockente	9-10		X	
Sonstige Enten*	9-10			$p < 0,02$

\*sonstige Enten= Summe der nicht regelmäßig anwesenden Arten Reiher-, Tafel-, Kolben-, Löffel-, Krick-, und Pfeifente



**Abb. 16: Wochenmaxima der Schnatterente im September/Oktober (36.-43. Kalenderwoche) in den Jahren 2000 und 2001 (mit Jagd) und 2002 und 2006 (ohne Jagd)**



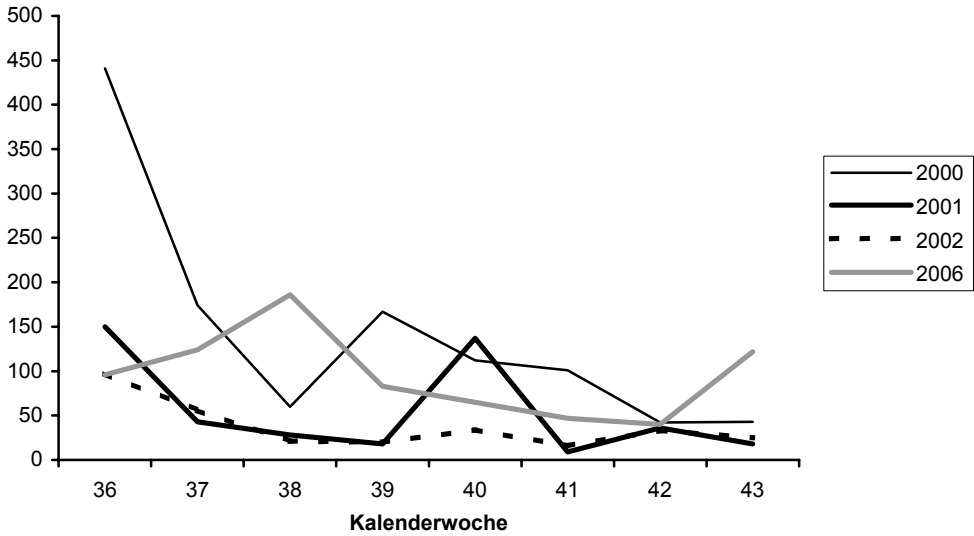


Abb. 17: Wochenmaxima der Stockente im September/Oktober (36.-43. Kalenderwoche) in den Jahren 2000 und 2001 (mit Jagd) und 2002 und 2006 (ohne Jagd)

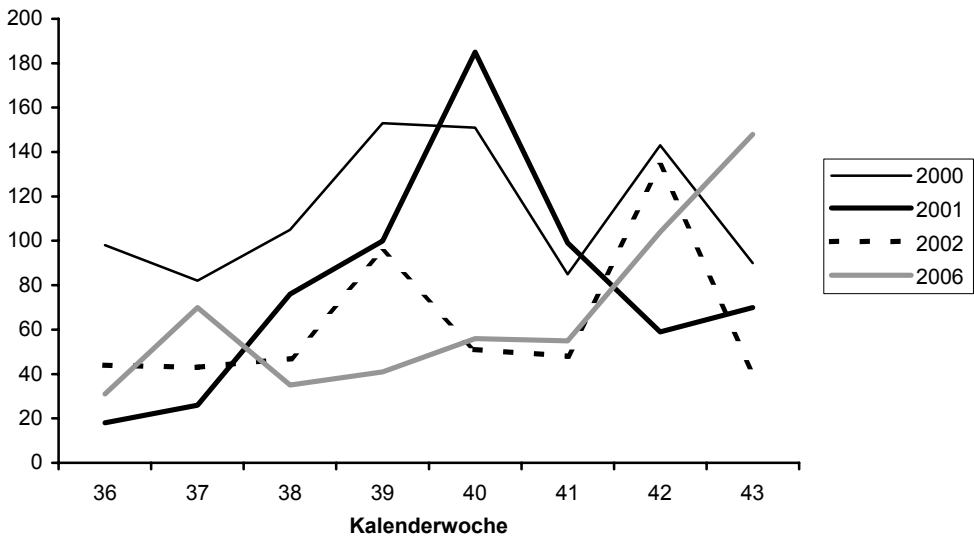
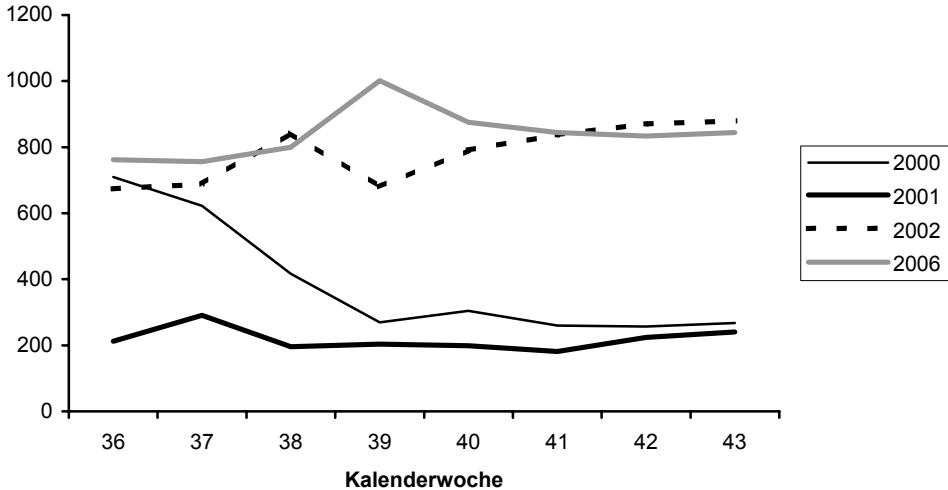


Abb. 18: Wochenmaxima „sonstige Enten“ (Summe von Tafel-, Reiher-, Kolben, Krick-, Löffel- und Pfeifente) im September/Oktober (36.-43. Kalenderwoche) in den Jahren 2000 und 2001 (mit Jagd) und 2002 und 2006 (ohne Jagd).



**Abb. 19:** *Wochenmaxima des Blässhuhns im September/Oktober (36.-43. Kalenderwoche) in den Jahren 2000 und 2001 (mit Jagd) und 2002 und 2006 (ohne Jagd).*

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass die Einstellung der jagdlichen Aktivität am Rohrsee keinen positiven Einfluss auf die Größe des Entenbestands hatte. Entgegen der Erwartung wurde auch nach fünfjähriger Jagdruhe kein signifikanter Anstieg des Herbstbestandes von Schnatterente, Stockente und sonstigen Enten gegenüber den beiden bejagten Jahren festgestellt.

Allerdings dürfen diese Ergebnisse nicht überbewertet werden, denn die jahreszeitliche Dynamik des Rastvogelbestands an einem Gewässer wird von vielen weiteren Einflussfaktoren bestimmt (Nahrungsangebot, Zugbewegung, lokale und regionale Verschiebungen), die gar nicht erfasst wurden. Insbesondere die Entwicklung beim Blässhuhn (Abb. 19) lässt Zweifel aufkommen, ob zwischen der Bestandsgröße im Herbst und der geringfügigen jagdlichen Aktivität am Rohrsee überhaupt ein ursächli-

cher Zusammenhang besteht. Denn mit dem Blässhuhn zeigte ausgerechnet die Art hochsignifikante Zuwächse, die sich im unmittelbaren zeitlichen Zusammenhang mit der Jagd (Bestandsgröße, Anteil auffliegender Individuen, Fluchtdistanz) als ausgesprochen störungstolerant erwies. Das Blässhuhn ließ sich durch die Jagd weder vom See vertreiben noch veränderte sich seine Bestandsgröße (Abb. 9.) oder seine Fluchtdistanz (Abb. 26) unmittelbar nach den jagdlichen Aktivitäten. Zudem kann der Wegfall der geringfügigen jagdlichen Störung im Herbst 2001 (3 Schuss) keine plausible Erklärung für die Vervierfachung des Blässhuhnbestands im Herbst 2002 sein. Dass die hochsignifikanten Zunahmen des Blässhuhns maßgeblich von nichtjagdlichen Faktoren beeinflusst wurden, wird an anderer Stelle (Kap. 6.7.) ausführlich diskutiert.

## 5. Fluchtreaktionen und Fluchtdistanzen

### 5.1. Fluchtreaktionen bei Störversuchen von 2000 bis 2002 (Zeitraum August bis Dezember)

#### 5.1.1. Fluchtreaktionen „Wegschwimmen“ und „Auffliegen“ beim Blässhuhn und der Schnatterente

Von 2000-2002 wurden in den Monaten August bis Dezember an drei Stellen am Nordufer des Rohrsees regelmäßig Störversuche durchgeführt. Bei den Fluchtreaktionen wurde unterschieden zwischen den Verhaltensweisen Wegschwimmen und Auffliegen. In aller Regel reagierten die Vögel auf dem Wasser auf die Annäherung durch den Untersucher zuerst mit Wegschwimmen und erst bei weiterem Unterschreiten der Fluchtdistanz mit Auffliegen. Meistens konnten die Wasservögel den Sicherheitsabstand zum sich nähernden Beobachter ohne Auffliegen wahren. Die Fluchtreaktionen Wegschwimmen und Auffliegen können sinnvoll nur miteinander verglichen werden, wenn die Daten hierzu aus den gleichen Störversuchen stammen. Nur so ist gewährleistet, dass die Ausgangsbedingungen gleich sind und das Ergebnis nicht durch andere Faktoren überlagert wird, die das Fluchtverhalten beeinflussen können (z.B. Schwarmgröße, vorherige Störungen). Ausreichende Daten hierfür liegen nur beim Blässhuhn und der Schnatterente vor.

Beim Blässhuhn kam es in den drei Jahren bei 28 von 198 Störversuchen, d.h. im Mittel etwa bei jedem 7. Versuch, zum Auffliegen von einzelnen oder allen Blässhühnern (Min. 2, Max. 200, Median 15) im Störungsbereich. Wenngleich das Blässhuhn i.d.R. neben dem Höckerschwan am tolerantesten auf die Annäherung reagierte, gab es auch hier einige Extremwerte. In sieben

Fällen flogen alle Blässhühner im Störungsbereich ohne vorher wegzuschwimmen sofort auf. Wie wenig vorhersehbar das Fluchtverhalten im Einzelfall ist, zeigen gerade die Extremwerte. So führte z.B. am 14.12.2000 bereits die Annäherung auf 220 m zum sofortigen Auffliegen aller 50 Blässhühner im Störbereich und am 19.9.2002 flogen die Blässhühner auf eine Distanz von 180 m auf, ohne dass für diese ungewöhnliche Scheuheit ein Grund erkennbar gewesen wäre.

Die Ergebnisse der 28 Störversuche mit auffliegenden Blässhühnern zeigen eine Abstufung des Fluchtverhaltens (Abb. 20). Im Durchschnitt reagierten die Blässhühner bei einer Annäherung auf 86 m (Median, Min. 32 m, Max. 220 m) mit einer Vergrößerung des Sicherheitsabstandes (wegschwimmen vom Beobachter). Beim Unterschreiten einer mittleren Fluchtdistanz von 70 m (Median, Min. 15 m, Max. 220 m) flogen sie auf und landeten ca. 100 m bis max. 300 m vom Beobachter entfernt.

Am Ende eines jeden Störversuchs wurde die Uferentfernung ermittelt, d.h. die Distanz vom Beobachter am Ufer bis zum nächsten Vogel auf dem Wasser nach der Störung. Beim Blässhuhn lag dieser Sicherheitsabstand vom Ufer nach einer Störung zwischen 70 m und 300 m (Median 135 m). Die Flugdauer bei den Fluchten des Blässhuhns betrug i.d.R. 10 bis 30 Sekunden und nie länger als eine Minute. Bei allen im Rahmen der Störversuche protokollierten Fluchtbewegungen wurden nur lokal begrenzte Verlagerungen auf andere Teile des Rohrsees beobachtet. In keinem Fall verließen Vögel dabei den See.

Bei der Schnatterente wurde das Auffliegen einzelner oder aller Individuen (Min. 1, Max. 100, Median 5) im Störbereich bei 53

von 198 Störversuchen festgestellt. Im Mittel reagierten die Schnatterenten bei Annäherung auf eine Distanz von 85 m (Median, Min. 45 m, Max. 161 m) mit Wegschwimmen und bei einer Distanz von 80 m (Median, Min. 35 m, Max. 150 m) mit Auffliegen. Der Median der Uferentfernung, d.h. der Abstand vom Beobachter am Seeufer zur nächstentfernten Schnatterente nach der Störung, lag bei diesen 53 Versuchen bei 119 m (Min. 48 m, Max. 300 m). Auch bei der Schnatterente führten die Störversuche lediglich zu kleinräumigen Ausweichflügen (Dauer 10 Sekunden bis max. 1 Minute). Es wurde nie beobachtet, dass Schnatterenten als Folge der Störversuche den See verließen.

### **5.1.2. Fluchtdistanzen (Fluchtreaktion „Wegschwimmen“) an drei Stellen am Nordufer von 2000 bis 2002**

Die Fluchtdistanzmessungen wurden von August bis Dezember an drei Stellen am Nordufer des Rohrsees durchgeführt. Eine ausreichende Datengrundlage für einen Vergleich der Fluchtdistanzen nach Orten und Jahren besteht nur hinsichtlich des Merkmals „Wegschwimmen“ beim Blässhuhn und der Schnatterente.

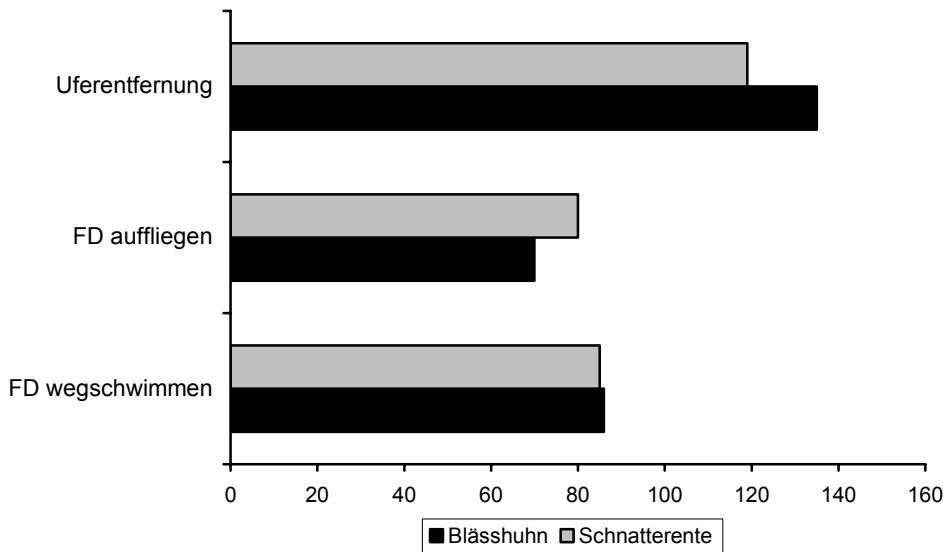
#### *5.1.2.1. Blässhuhn (*Fulica atra*)*

Datenbasis für das Blässhuhn sind 154 Messungen aus drei Jahren. Die Mediane der

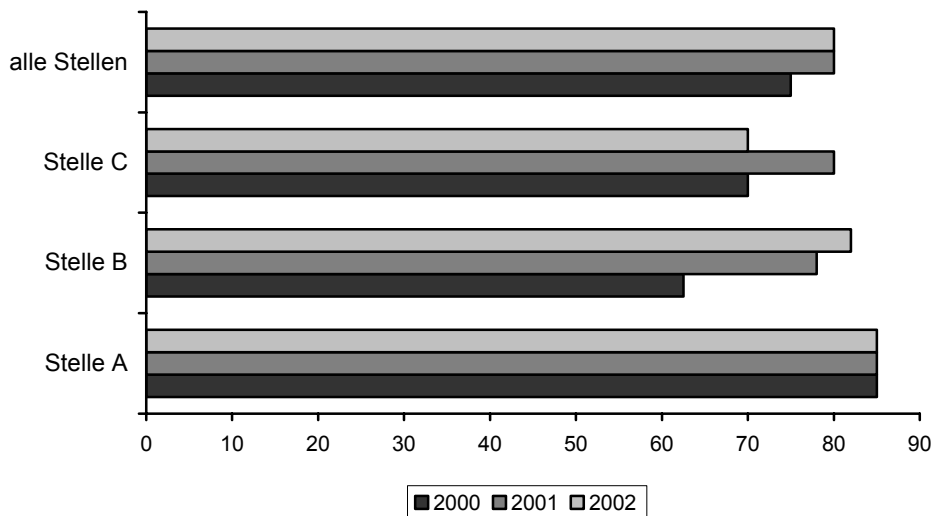
Fluchtdistanzen an den drei Versuchsstellen am Nordufer des Rohrsees (Abb. 21) schwanken im ersten Jahr am stärksten. Geringer ist die Spreitung der Mediane zwischen den drei Stellen im Jahr 2001 (79 m bis 85 m) und im Jahr 2002 (70 m bis 85 m).

Der Median der Fluchtdistanz variiert im selben Jahr bei gleicher jagdlicher Störintensität von Stelle zu Stelle um bis zu 36% (Spanne 2000: 62,5 m Stelle B bis 85 m Stelle A). Andererseits liegt der Median der Fluchtdistanz des Blässhuhns an Stelle A trotz unterschiedlicher jagdlicher Störung konstant bei 85 m in allen drei Jahren. Obwohl die drei Aufnahmestellen am Nordufer nur ca. 100 m voneinander entfernt liegen, sind die Fluchtdistanzen an Stelle A systematisch größer. Im Untersuchungszeitraum ist die Fluchtdistanz des Blässhuhns an Stelle A im Durchschnitt 9 m länger als an Stelle B und 13 m länger als an Stelle C. Hierbei spielt möglicherweise die Morphologie des Geländes eine Rolle (vgl. Kap. 6.4.1.).

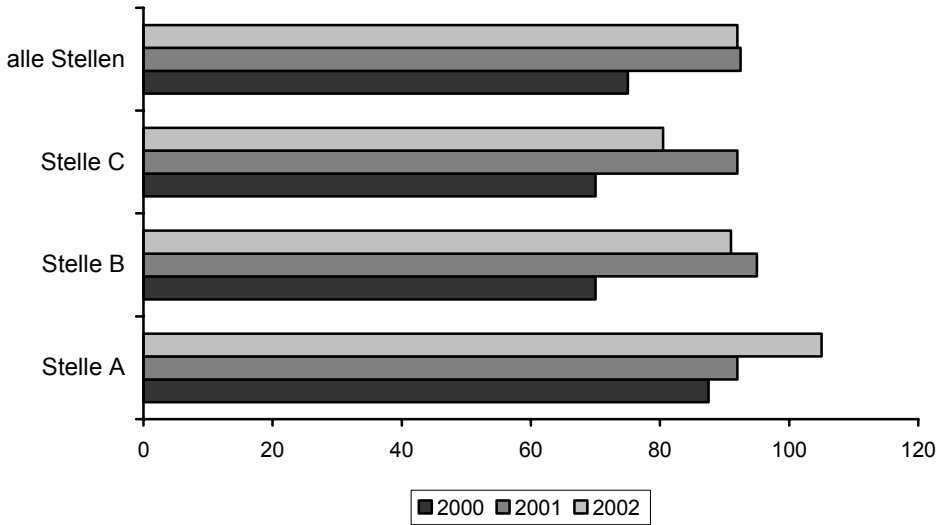
Die Unterschiede nivellieren sich, wenn man die Fluchtdistanzmessungen aller drei Stellen nach Jahren zusammenfasst (Tab. 7). Demnach liegt der Median aller Fluchtdistanzmessungen beim Blässhuhn im Jahr 2000 bei 75 m und in den beiden Folgejahren jeweils bei 80 m. Zwischen den einzelnen Jahren bestehen keine signifikanten Unterschiede. Der Median der Fluchtdistanz des Blässhuhns aus allen Messungen in den drei Jahren ( $n = 154$ ) beträgt 80 m (Min. 32 m, Max. 220 m).



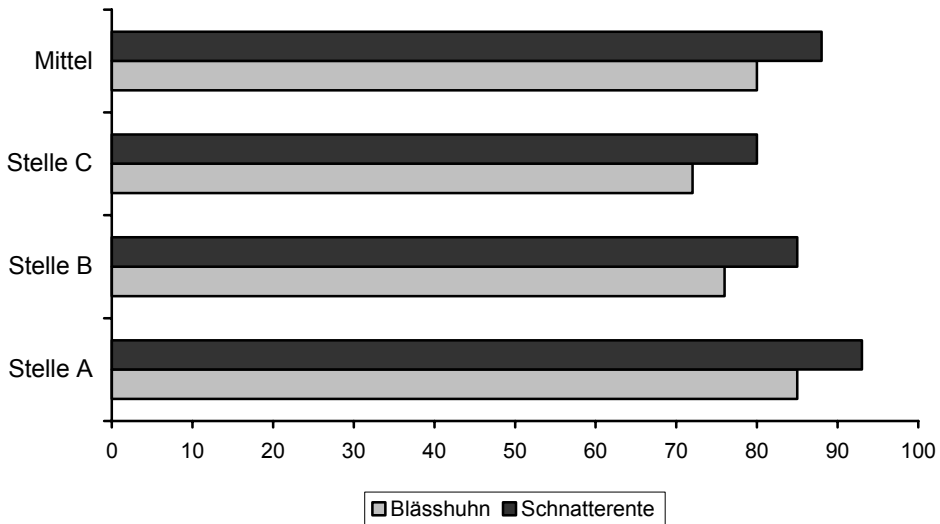
**Abb. 20:** Fluchtdistanzen (Median in m, Fluchtreaktion „Wegschwimmen“ bzw. „Auffliegen“) und der Uferentfernung (Distanz zum Ufer nach dem Störversuch, Median in m) beim Blässshuhn (28 Störversuche) und der Schnatterente (53 Störversuche)



**Abb. 21:** Fluchtdistanzen (Median in m, Fluchtreaktion „Wegschwimmen“) des Blässshuhns (*Fulica atra*) an drei Stellen am Nordufer von 2000 bis 2002 ( $n = 154$  Messungen, Anzahl Blässhühner Min. 1, Max. 200, Mittel 19 pro Störversuch)



**Abb. 22:** *Fluchtdistanzen (Median in m, Fluchtreaktion „Wegschwimmen“) der Schnatterente (Anas strepera) an drei Stellen am Nordufer von 2000 bis 2002 (n=183 Messungen, Anzahl Schnatterenten Min 1, Max 120, Mittel 14 pro Störversuch)*



**Abb. 23:** *Fluchtdistanz von Blässhuhn und Schnatterente (Median in m, Fluchtreaktion „Wegschwimmen“) von 2000 bis 2002 an den drei Aufnahmepunkten*

### 5.1.2.2. Schnatterente (*Anas strepera*)

Auch bei der Schnatterente variieren die Fluchtdistanzen nach Orten und Jahren (Abb. 22). Im Jahr 2000 reicht die Spanne von 70m (Stelle B und C) bis 87,5 m (Stelle A). Im Jahr 2001 bestehen zwischen den drei Stellen kaum Unterschiede (Median 92 m-95 m) und im 3. Jahr schwanken die Mittelwerte der Fluchtdistanz zwischen 80,5 m (Stelle B) und 105 m (Stelle A).

Zwischen den einzelnen Aufnahmestellen bestehen im Untersuchungszeitraum ähnliche Unterschiede wie beim Blässhuhn (Abb. 23). Im Durchschnitt am größten ist die Fluchtdistanz der Schnatterente an Stelle A (Median 93 m), gefolgt von Stelle B (Median 85 m) und Stelle C (80 m).

Fasst man die Daten nach Jahren zusammen, fällt der geringe Durchschnittswert im 1. Jahr ins Auge. Der Median der Fluchtdistanz der Schnatterente ist 2000 etwa 20% niedriger als 2001 und 2002 (Tab. 7). Der

Median aller 183 Fluchtdistanzmessungen aus 3 Jahren liegt mit 88 m (Min. 35 m, Max. 180 m) etwas höher als beim Blässhuhn.

### 5.1.2.3. Fluchtdistanzen anderer Wasservogel (2000-2002)

Von anderen Wasservogelarten liegen nicht aus allen drei Jahren bzw. von allen Stellen Messungen vor. Diese Daten können aufgrund des geringen Stichprobenumfangs die Befunde lediglich ergänzen.

Bei der Stockente stehen 17 Messungen aus 3 Jahren von einer Stelle zur Verfügung (Anzahl Stockenten bei Störversuchen Min. 3, Max. 150, Mittel 39). Hier zeigte sich eine Tendenz zur Vergrößerung der Fluchtdistanzen (2000 Median 100 m, 2001 Median 105,5 m und 2002 Median 113,5 m), der jedoch nicht signifikant ist. Der Median aller Jahre beträgt 112 m (Minimum 70 m, Maximum 188 m).

**Tab. 7: Fluchtdistanzen (Fluchtreaktion „Wegschwimmen“) von Blässhuhn (n = 154 Messungen) und Schnatterente (n = 183 Messungen) am Rohrsee von 2000-2002 (Zeitraum August -Dezember)**

#### Blässhuhn

Jahr	Messungen (n)	FD Minimum	FD Maximum	FD Median
2000	66	20 m	220 m	75 m
2001	29	32 m	100 m	80 m
2002	59	43 m	180 m	80 m
Gesamt	154	20 m	220 m	80 m

#### Schnatterente

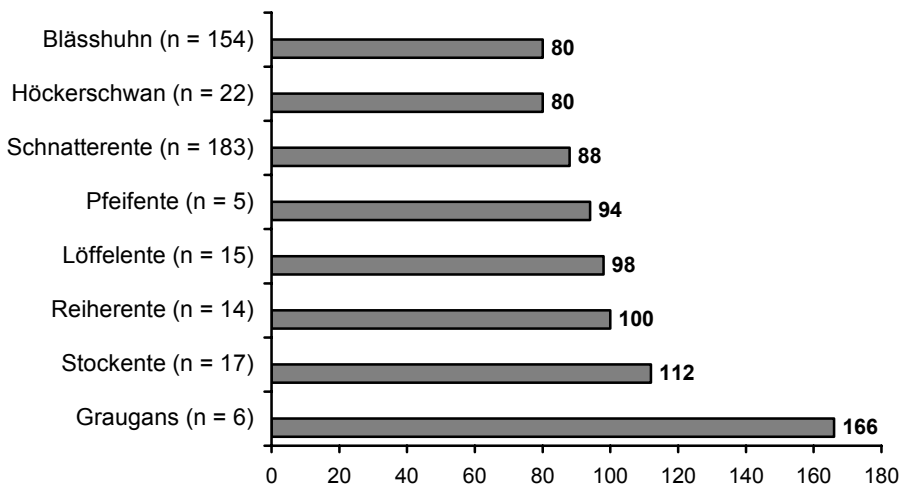
Jahr	Messungen (n)	FD Minimum	FD Maximum	FD Median
2000	72	35 m	160 m	75 m
2001	40	49 m	127 m	92,5 m
2002	71	45 m	180 m	92 m
Gesamt	183	35 m	180 m	88 m

Beim Höckerschwan liegen aus drei Jahren 22 Messungen der Fluchtdistanzen von einer Stelle vor (Anzahl Höckerschwäne bei Störversuchen Min. 1, Max. 19, Mittel 4). Die Höckerschwäne am Rohrsee sind keine futterzahmen Parkvögel, die bettelnd auf den Menschen zuschwimmen, sondern Wildvögel. Im 1. Jahr zeigten die Schwäne erst bei einer Annäherung von 52 m (Median aus 7 Fällen) Ausweichreaktionen. Im 2. Jahr (Median 90 m) und 3. Jahr (Median 91,5 m) hielten sie dagegen im Durchschnitt einen fast doppelt so großen Abstand zum Beobachter. Über alle Jahre ergibt sich mit einem Median von 80 m die gleiche Fluchtdistanz wie beim Blässhuhn.

Der Vollständigkeit halber sollen hier auch die Arten Löffelente, Pfeifente, Reiherente und Graugans erwähnt werden, bei denen lediglich Daten aus einzelnen Jahren

vorliegen. Bei 15 Störversuchen konnte die Fluchtreaktion der Löffelente erfasst werden, die regelmäßig im Herbst als Rastvogel am Rohrsee auftritt. Bei dieser Art wurden Fluchtdistanzen zwischen 48 m und 175 m und ein Median von 98 m ermittelt. Erwähnenswert ist noch die Graugans, die sich erst im Beobachtungszeitraum als Brutvogel am Rohrsee etabliert hat. Die Familienverbände zeigen die gänsetypische Wachsamkeit und wahren einen deutlich größeren Sicherheitsabstand zum Menschen als andere Wasservögel. Aus den wenigen, nicht repräsentativen Messungen ergibt sich eine Spanne der Fluchtdistanz von 140 m bis 231 m und ein Median von 166 m.

Abb. 24 gibt einen Überblick über die Fluchtdistanzen aller Arten, die bei den Störversuchen am Rohrsee erfasst werden konnten.



**Abb. 24:** Fluchtdistanzen (Median in m, Fluchtreaktion „Wegschwimmen“) verschiedener Wasservogelarten am Rohrsee im Zeitraum 2000-2002



## **5.2. Fluchtreaktionen in den Jagddekaden 2000 und 2001**

Wenn es um die Frage geht, ob die Entenjagden am Rohrsee einen Einfluss auf das Fluchtverhalten der Rastvögel haben, sind insbesondere die Störversuche im zeitlichen Zusammenhang mit den Jagden von Interesse. Deshalb werden im folgenden die Fluchtdistanzen in den Jagddekaden (fünf Tage vor bzw. nach der Jagd, einschließlich des Jagdtages) verglichen. Denn es ist zu erwarten, dass sich die jagdliche Störung besonders deutlich in den Tagen unmittelbar nach der jagdlichen Aktivität auswirkt, z.B. durch eine Vergrößerung der Fluchtdistanz. Neben der Fluchtdistanz (Fluchtreaktion „Wegschwimmen“) wurde als weiterer Parameter für die Scheuheit der Wasservögel die Häufigkeit bzw. der Anteil der bei den Störversuchen auffliegenden Individuen ausgewertet. Nur von den beiden häufigsten und ständig anwesenden Arten Schnatterente und Blässhuhn liegen aus diesem engen Zeitfenster genügend Daten vor.

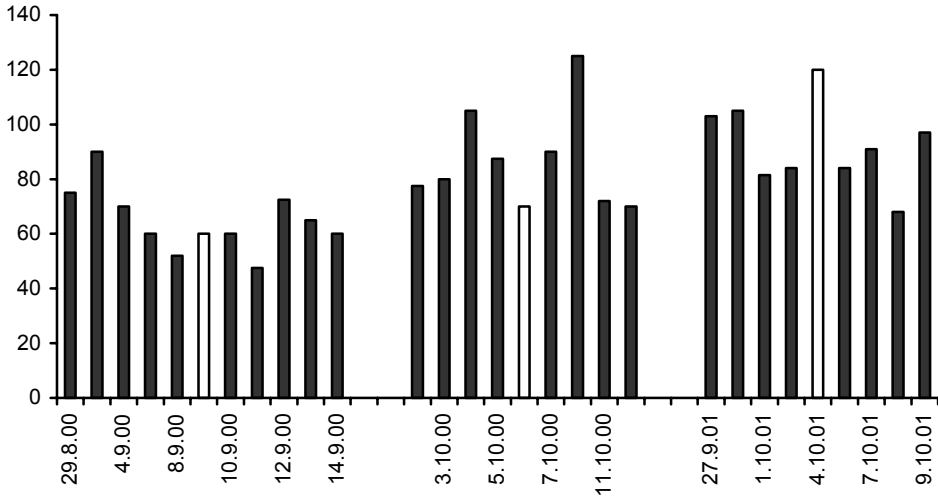
### **5.2.1. Fluchtdistanz der Schnatterente („Wegschwimmen“) vor und nach der jagdlichen Störung**

Der Median der Fluchtdistanz der Schnatterenten am Rohrsee (Abb. 25) reicht in den Jagddekaden von 47,5 m bis 125 m (n = 85).

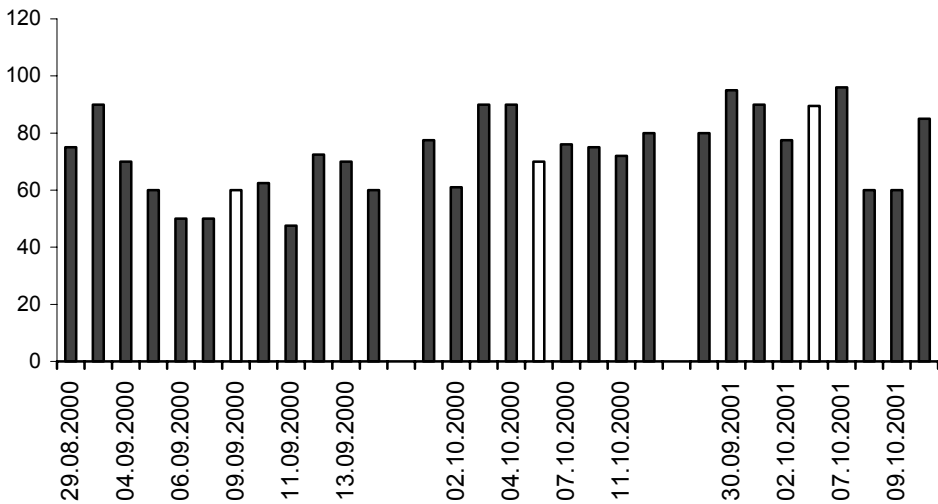
Vergleicht man die drei Jagddekaden, so liegen die Fluchtdistanzen bei der 1. Jagd am unteren und bei den anderen Jagden am oberen Ende dieses Schwankungsbereichs. Bezogen auf das einzelne Jagdereignis bewegen sich die Fluchtdistanzen in den Tagen vor und nach der Jagd jedoch jeweils auf dem gleichen Niveau. Es kommt nach keiner Jagd zu einer signifikanten Erhöhung der Fluchtdistanz. Der Median aller Fluchtdistanzen im Gesamtzeitraum (2000-2002, August bis Dezember) liegt mit 88 m sogar etwas höher als der Mittelwert während der Jagdperioden (Median 80 m, n = 85), aber auch dieser Unterschied liegt innerhalb der normalen Schwankungsbreite und ist nicht signifikant.

### **5.2.2. Fluchtdistanz des Blässhuhns („Wegschwimmen“) vor und nach der jagdlichen Störung**

Auch beim Blässhuhn (Abb. 26) sind bei den drei untersuchten Entenjagden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Fluchtdistanzen vor und nach der jagdbedingten Störung feststellbar. Die Tagesmittelwerte liegen in den drei Jagddekaden zwischen 47,5 m und 96 m. Der Median der Fluchtdistanz (n = 64) während der Jagdwochen liegt mit 71m unter dem Median aller Fluchtdistanzen aus dem dreijährigen Zeitraum (80 m, n = 154).



**Abb. 25:** Fluchtdistanzen (Fluchtreaktion „Wegschwimmen“, Median in m) der Schnatterente (*Anas strepera*) in den Tagen vor und nach den Jagden am Rohrsee (n = 85 Störversuche, Median 80 m, weiße Säulen = Jagdtage).



**Abb. 26:** Fluchtdistanzen (Fluchtreaktion „Wegschwimmen“, Median in m) des Blässhuhns (*Fulica atra*) in den Tagen vor und nach den Jagden am Rohrsee (n = 64 Störversuche, Median 71 m, weiße Säulen = Jagdtage).

### 5.2.3. Fluchtreaktion „Auffliegen“ vor und nach der Jagd bei Schnatterente und Blässhuhn

Neben der Fluchtdistanz kann als weiterer Parameter für die Scheuheit der Rastvögel die Häufigkeit und der Anteil von auffliegenden Individuen bei den Störversuchen vor und nach der Jagd verglichen werden. Aus Sicht des Artenschutzes sind Störungen, die tatsächlich zum Auffliegen von Vögeln führen, wegen des damit verbundenen Energieverbrauchs schwerwiegender als Störungen, die lediglich zu schwimmenden Ausweichreaktionen führen. Falls die Hypothese, dass jeder jagdliche Eingriff ein gravierendes Störereignis ist, zutreffen sollte, müsste auch ein spürbarer Effekt auf das Fluchtverhalten feststellbar sein. Es wäre zu erwarten, dass die Vögel nach der Erfahrung „Entenjagd“ insbesondere in der ersten Woche nach dem Jagdereignis schreckhafter auf

menschliche Annäherung reagieren und sie deshalb häufiger auffliegen als vor der Jagd.

Die Ergebnisse bei der Schnatterente (Tab. 8) beruhen auf 79 Störversuchen in den drei Jagddekaden, bei denen Angaben zur Anzahl der gestörten Schnatterenten im Uferbereich vorliegen. Entgegen der Erwartung war der Anteil der bei den Störversuchen auffliegenden Schnatterenten (bezogen auf die Gesamtzahl der gestörten Schnatterenten im Uferbereich) in den Tagen nach der Jagd geringer als vor der Jagd. Lediglich am Jagdtag selbst (bei 1. und 2. Jagd) reagierten die Schnatterenten auf die Annäherung des Beobachters mit verstärktem Auffliegen. Besonders nervös verhielten sich die Schnatterenten vor der 1. Jagd, als 56 % der Individuen bei den Störversuchen aufflogen. Warum die Vögel gerade in diesen Tagen (29.8. bis 8.9.) so schreckhaft reagierten, ist nicht erklärbar.

**Tab. 8:** Bei Störversuchen ( $n = 79$ ) auffliegende Schnatterenten vor und nach den Jagden am Rohrsee

Schnatterente	Zeitraum	Anzahl Störversuche	Anzahl gestörte Enten	gestörte Enten Mittelwert	Störversuche mit auffliegenden Enten		auffliegende Enten	
					Anzahl	%	Anzahl	%
29.8.-8.9.00	vor der Jagd	11	216	19,6	7	64 %	121	56 %
09.09.2000	Jagdtag	2	19	9,5	1	50 %	15	79 %
10.9.-14.9.00	nach der Jagd	18	317	17,6	3	17 %	22	7 %
27.9.-5.10.00	vor der Jagd	10	195	19,5	3	30 %	20	10 %
06.10.2000	Jagdtag	3	79	26,3	2	67 %	28	35 %
7.10.-12.10.00	nach der Jagd	8	87	10,9	1	13 %	6	7 %
30.9.-3.10.01	vor der Jagd	10	106	10,6	4	40 %	21	20 %
04.10.2001	Jagdtag	7	103	14,7	2	29 %	5	5 %
5.10.-9.10.01	nach der Jagd	10	71	7,1	2	20 %	3	4 %

**Tab. 9: Bei Störversuchen (n = 55) auffliegende Blässhühner vor und nach den Jagden am Rohrsee**

Blässhuhn	Zeitraum	Anzahl Stör- versu- che	Anzahl gestörte Bläss- hühner	gestörte Bläss- hühner Mittel- wert	Störversuche mit auffliegenden Blässhühnern		auffliegende Blässhühner	
					Anzahl	%	Anzahl	%
29.8.-8.9.00	vor der Jagd	11	647	58,8	6	55 %	250	39 %
09.09.2000	Jagdtag	2	110	55,0	1	50 %	90	82 %
10.9.-14.9.00	nach der Jagd	16	585	36,6	3	19 %	70	12 %
27.9.-5.10.00	vor der Jagd	6	65	10,8	2	33 %	15	23 %
06.10.2000	Jagdtag	1	20	20,0	0	0 %	0	0 %
7.10.-12.10.00	nach der Jagd	5	45	9,0	2	40 %	16	36 %
30.9.-3.10.01	vor der Jagd	5	12	2,4	1	20 %	2	17 %
04.10.2001	Jagdtag	4	15	3,8	0	0 %	0	0 %
5.10.-9.10.01	nach der Jagd	5	14	2,8	0	0 %	0	0 %

Auch beim Blässhuhn (Tab. 9) schwankt der Anteil auffliegender Individuen deutlich. Vergleicht man die Ergebnisse vor und nach der Jagd, so ist der Prozentsatz auffliegender Blässhühner nach zwei Jagden geringer und nach einer Jagd höher als in den Tagen vor dem Jagdereignis. Wegen unterschiedlicher Ausgangsbedingungen (Schwarmgröße) sind die drei Jagddekaden nicht miteinander vergleichbar. Die Tendenz zum Auffliegen ist bei größeren Trupps (1. Jagddekade  $\bar{x}$  37 bis 59 Blässhühner pro Störversuch) wegen des Mitreißeffekts größer als bei Störungen weniger Vögel (3. Jagddekade  $\bar{x}$  2 bis 4 Blässhühner pro Störversuch). Bezogen auf die einzelnen Jagdereignisse liegt die Anzahl der bei den Versuchen gestörten Blässhühner in den Tagen vor und nach der Jagd aber auf einem ähnlichen Niveau (Tab. 9), d.h. die Ergebnisse vor und nach der Jagd sind miteinander vergleichbar.

Die Ergebnisse beim Blässhuhn können die Hypothese, dass jeder jagdliche Eingriff eine gravierende Störung bedeutet, nicht unterstützen. Bezogen auf das einzelne Jagdereignis sind Häufigkeit und Anteil der bei den Experimenten auffliegenden Individuen in den Tagen direkt nach der Jagd nicht höher als in den Tagen davor.

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass die Jagd am Rohrsee beim Blässhuhn und der Schnatterente nicht zu einer Zunahme von Fluchtreaktionen geführt hat, die mit dem Auffliegen von Vögeln verbunden war. Die Ergebnisse bestätigen die bereits aus den Fluchtdistanzen gewonnene Erkenntnis, dass die jagdliche Störung in der untersuchten Intensität bei der angewandten Jagdmethode keinen nachhaltigen Einfluss auf das Fluchtverhalten der beiden häufigsten Rastvogelarten des Naturschutzgebiets hatte.

Es gibt am Rohrsee keine Hinweise für die Hypothese, dass die Wasservögel die

Angst vor dem Jäger allgemein auf den Menschen übertragen. Allerdings könnte in diesem Fall auch die ungewöhnliche Jagdmethode eine Rolle spielen. Denn die Vögel am Rohrsee machen nicht die Erfahrung, dass sich Personen dem Ufer annähern und dann auf die Wasserfläche geschossen wird, wie es in vielen Revieren üblich ist. Am Rohrsee haben die Jäger einen festen Stand und geschossen wird erst, wenn das Ruderboot auftaucht, also ca. 15 Minuten nach der Aufstellung der Schützen am Ufer.

### **5.3. Fluchtreaktionen nach fünf Jahren Jagdruhe (September/Oktober 2006)**

#### **5.3.1. Fluchtdistanzen**

Zur Ergänzung der vorliegenden Daten aus den Jahren 2000 bis 2002 wurden im September und Oktober 2006 nochmals regelmäßig einmal pro Woche Störversuche und Zählungen am Rohrsee durchgeführt. Hierbei sollte überprüft werden, ob sich die Situation nach fünf Jahren Jagdruhe verändert hat. Denn es wäre möglich, dass sich die positiven Effekte einer Jagdruhe auf die Fluchtreaktion erst mit einer Zeitverzögerung von mehreren Jahren auswirken. Zur Begrenzung des Arbeitsaufwands mussten die zusätzlichen Aufnahmen 2006 auf die beiden Hauptmonate der Entenjagd September und Oktober beschränkt werden.

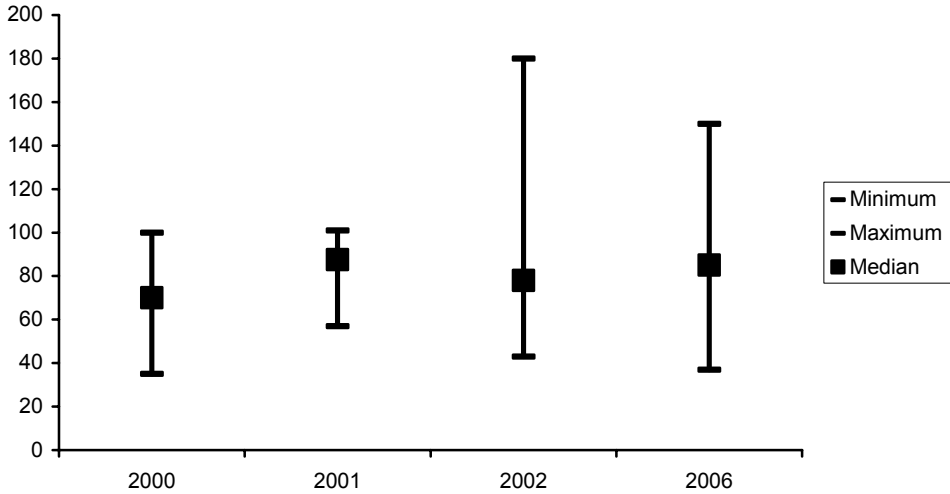
Nach fünfjähriger Jagdruhe (letzte Entenjagd im Oktober 2001) sind beim Blässhuhn (Abb. 27) und der Schnatterente (Abb. 28) keine gravierenden Veränderungen des Fluchtverhaltens eingetreten. Die Fluchtdistanz des Blässhuhns liegt im September/Oktober im Jahr 2006 mit einem Median von 85 m ( $n = 31$ ) auf ähnlichem Niveau wie 2001 (Median 87,5 m,  $n = 18$ ) und 2002 (Median 78 m,  $n = 47$ ). Auch die Fluchtdistanz der Schnatterente hat sich fünf Jahre

nach Einstellung der Entenjagd nicht verringert. Sie ist im September/Oktober 2006 mit einem Median von 101 m ( $n = 17$ ) sogar etwas höher als im Vergleichszeitraum der Vorjahre.

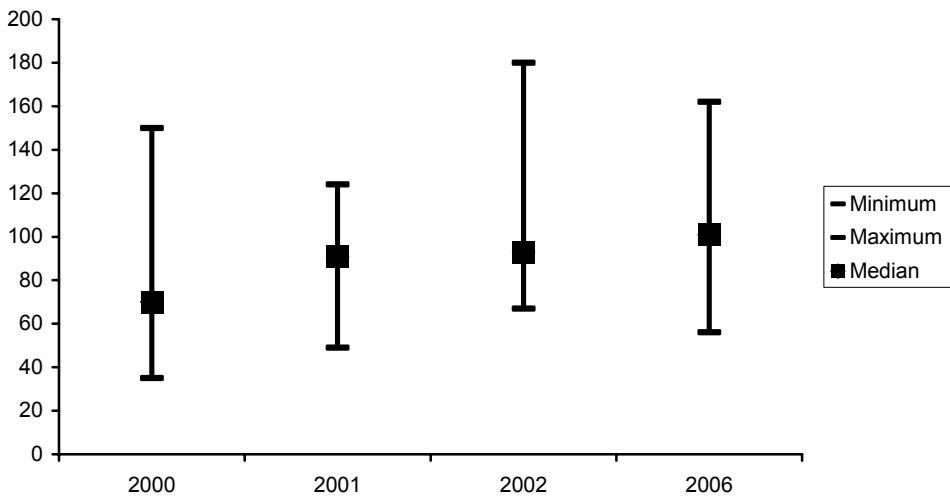
Die Versuche im Herbst 2006 bestätigen den bereits 2002 festgestellten Befund, dass die Jagdruhe nicht zu einer Verringerung der Fluchtdistanzen am Rohrsee geführt hat. In den Hauptjagdmonaten September/Oktober bewegen sich die Fluchtdistanzen der zwei häufigsten Rastvogelarten in allen Untersuchungsjahren bei einer gewissen Schwankungsbreite auf einem ähnlichen Niveau (Abb. 27 u. Abb. 28). Es besteht weder ein negativer Einfluss der jagdlichen Störung noch ein positiver Einfluss der Jagdruhe auf die Fluchtdistanz.

#### **5.3.2. Anteil auffliegender Vögel**

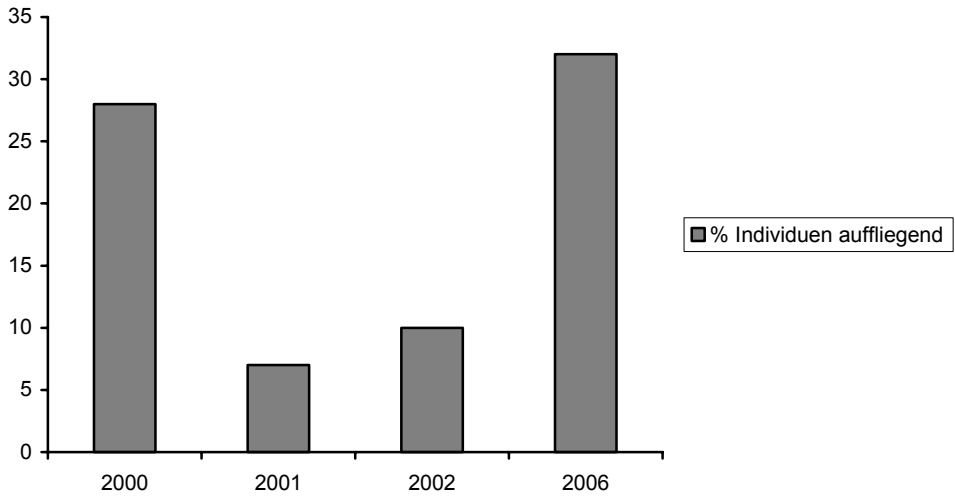
Eine erhebliche Schwankungsbreite besteht in den Monaten September und Oktober bei den Fluchtreaktionen von Blässhuhn (Abb. 29) und Schnatterente (Abb. 30), die mit dem Auffliegen von Individuen verbunden sind. Ein abnehmender Trend nach Jagdruhe ist nicht feststellbar. Zwar sinkt der Anteil auffliegender Blässhühner bei den Störversuchen in den beiden Hauptjagdmonaten von 28 % im Jahr 2000 auf unter 10 % im Jahr 2001, aber der höchste Wert (32 %) wird nach fünfjähriger Jagdruhe im Herbst 2006 erreicht. Bei der Schnatterente (Abb. 30) steigt der Anteil auffliegender Individuen trotz nachlassender Jagdintensität von 2000 bis 2001 etwas an und erreicht im 1. Jahr mit Jagdruhe den höchsten Wert, fällt aber im Jahr 2006 auf den niedrigsten Stand in den vier Jahren. Ein Zusammenhang zwischen der Jagd und dem Anteil auffliegender Individuen im September/Oktober ist nicht erkennbar.



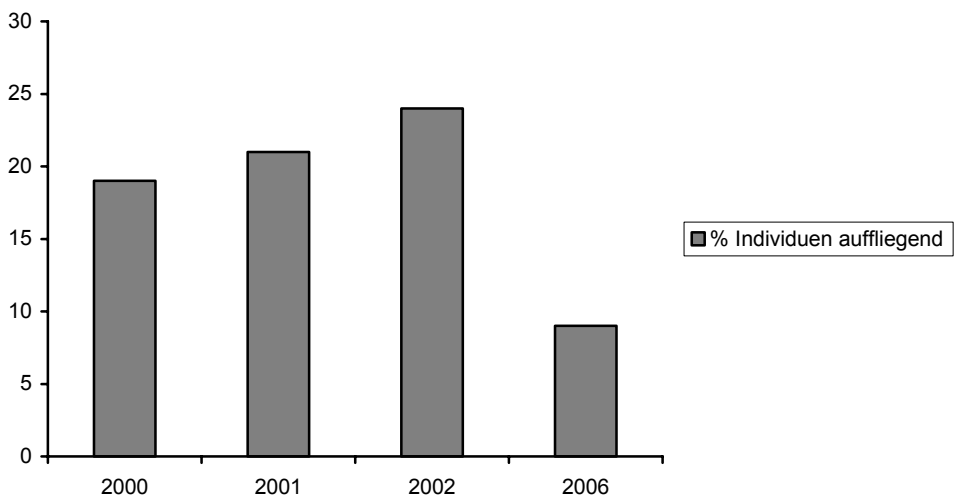
**Abb. 27:** Median und Schwankungsbreite der Fluchtdistanz ( $n = 143$ , Fluchtreaktion „Wegschwimmen“) des Blässshuhns (*Fulica atra*) am Rohrsee in den Monaten September/Oktober (2000 u. 2001 mit Jagd, 2002 u. 2006 ohne Jagd)



**Abb. 28:** Median und Schwankungsbreite der Fluchtdistanz ( $n = 163$ , Fluchtreaktion „Wegschwimmen“) der Schnatterente (*Anas strepera*) am Rohrsee in den Monaten September/Oktober (2000 u. 2001 mit Jagd, 2002 u. 2006 ohne Jagd)



**Abb. 29:** Prozentsatz der bei den Störversuchen im September/Oktober auffliegenden Blässhühner in vier Jahren (2000 u. 2001 mit Jagd, 2002 u. 2006 ohne Jagd)



**Abb. 30:** Prozentsatz der bei den Störversuchen im September/Oktober auffliegenden Schnatterenten in vier Jahren (2000 u. 2001 mit Jagd, 2002 u. 2006 ohne Jagd)

#### 5.4. Nicht jagdlich bedingte Störungen (2000 bis 2002)

Neben den systematischen Störversuchen wurde während der dreijährigen Feldarbeit auch die Reaktion der Wasservögel am Rohrsee auf zufällig auftretende Störungen erfasst. Abbildung 31 gibt einen Überblick über alle registrierten Störungsursachen, die nicht jagdlich bedingt waren. Demnach gehen die meisten Störungen am Rohrsee vom Flugverkehr (37 %) aus, gefolgt von Störungen durch Ruderboote (18 %), landwirtschaftliche Arbeiten (16 %), Greifvögel (13 %), Spaziergänger (11 %) sowie der Vogelbeobachtung (5 %).

Bei einer Gesamtbeobachtungszeit von 325,5 Stunden wurden insgesamt 38 nicht jagdlich bedingte Störungen registriert, d.h. im Mittel 0,12 Störungen pro Stunde. Dieses entspricht im Durchschnitt einer Störung in 8,6 Stunden.

Entsprechend der Reaktion der Wasservögel auf die Störquelle wurde differenziert zwischen den Verhaltensweisen „sichern ohne Ortsveränderung“ (schwache Störwirkung), „wegschwimmen“ (mittlere Störwirkung) sowie „auffliegen“ (starke Störwirkung). Am häufigsten reagierten die Enten auf Störungen lediglich mit sichern (42 % der Fälle). Durch wegschwimmen aktiv auf Abstand zur Störquelle gingen die Wasservögel in 24 % der beobachteten Fälle. 34 % der Störungen führten zu einem Auffliegen von Vögeln.

Das Verhalten des Rastbestands auf die zufälligen Störungen differierte (Abb. 32).

Auf die am Rohrsee häufigste Störquelle Flugverkehr (6 x Düsenjäger, 4 x Hubschrauber, 4 x Propellermaschinen im Tiefflug) reagierten die Wasservögel vergleichsweise gelassen. In der Regel ließen sie sich durch den Flugverkehr nicht aufschrecken. Lediglich in 2 von 14 Fällen wurden einige Vögel durch den Flugverkehr (1 x Düsenjäger, 1 x Hubschrauber) zum Auffliegen gebracht. Bemerkenswert war insbesondere die Toleranz der Vögel gegenüber den sehr langsam und tief fliegenden (ca. 20 m Flughöhe) Hubschraubern des Stromversorgers (4 Beobachtungen) bei den Kontrollen der Hochleitungstrasse am Westufer des Sees. Am 14.09.2000 erduldeten die rastenden Wasservögel gleich zwei Kontrollflüge (Hin- und Rückflug) innerhalb von 2,5 Stunden, ohne dass ein einziger Vogel aufstieg, obwohl das Wasser durch den Luftdruck des Rotors sichtbar gekräuselt war. Möglicherweise ist diese extreme Toleranz gegenüber dem Fluggerät auf einen Gewöhnungseffekt zurückzuführen, denn die Trasse wird regelmäßig abgeflogen.

Dass die Rastvögel auf dem Rohrsee keine Scheu vor großen Maschinen in ihrer unmittelbaren Nähe haben, zeigen auch die Beobachtungen der landwirtschaftlichen Aktivitäten. Nur in einem von sechs registrierten Fällen reagierten die Wasservögel auf Maschinenarbeit am Ufer des Rohrsees (Gülleausbringung, mähen) mit sichtbaren Ausweichbewegungen (wegschwimmen). In keinem Fall wurde ein Auffliegen von Enten infolge der landwirtschaftlichen Bearbeitung der seeangrenzenden Flächen beobachtet.



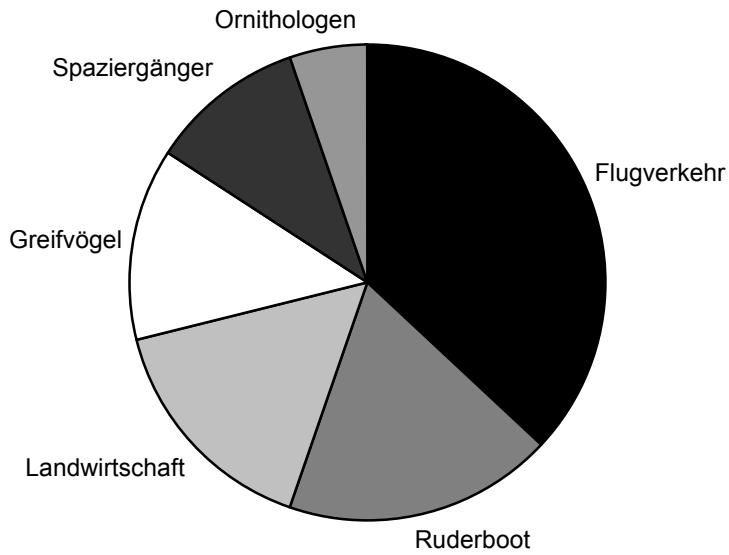


Abb. 31: Störungsursachen (n = 38) am Rohrsee von 2000-2002 (Beobachtungszeit 325,5 h)

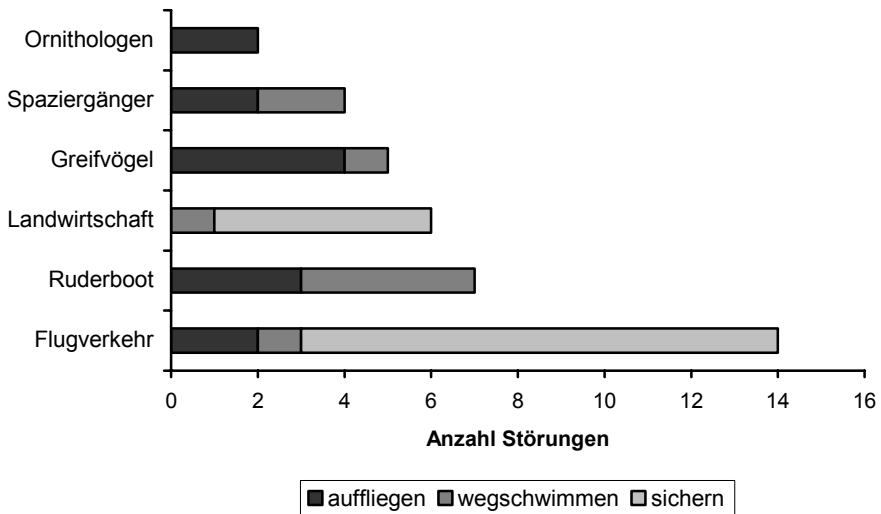


Abb. 32: Reaktion der Wasservögel am Rohrsee auf zufällig beobachtete Störungen (n = 38)

Dagegen führte das Befahren des Sees mit dem Ruderboot (Dorfbewohner, Berufsfischer: Reusenkontrolle, Uni: Wasserentnahme) immer zu Ausweichreaktionen der Wasservögel (3 x auffliegen, 4 x wegschwimmen). Die heftigsten Fluchtreaktionen wurden am Tag nach einer Jagd durch ein Ruderboot ausgelöst. Nachdem die Wasservögel am 7.10.2000 durch eine erste Befahrung um 12:40 Uhr bereits unruhig waren, führte die zweite Störung durch dieses Ruderboot eine Stunde später zur Flucht. Möglicherweise verknüpften die Enten dieses Störereignis mit der am Tage zuvor stattgefundenen Jagd. Zumindest zeigten sie gegenüber dem Ruderboot ein vergleichbares Fluchtverhalten. Etwa die Hälfte des Entenbestands (ca. 200 Vögel) schraubte sich in der Seemitte in die Höhe und verließ ihn.

Da keine Wege am Rohrsee entlang führen, sind Störungen durch Fußgänger selten. Nur in vier Fällen wurden Störungen durch Spaziergänger im Uferbereich beobachtet. Dabei entfernten sich die Enten in zwei Fällen schwimmend vom Ufer, in zwei Fällen flogen Enten vom Uferbereich in die Seemitte. Mangels befahrbarer Wege in Ufernähe treten auch keine Störungen durch den Verkehr auf. Es wurde in den drei Jahren keine einzige Störung durch den Autoverkehr oder Radfahrer festgestellt.

Unbedeutend sind die Störungen, die von der Vogelbeobachtung ausgehen. Obwohl der Rohrsee zu allen Jahreszeiten von einer Vielzahl von Ornithologen frequentiert wird, wurde keine einzige gravierende Störung durch andere Beobachter registriert. Die örtlichen Ornithologen am Rohrsee verhalten

sich bemerkenswert diszipliniert und bewahren selbst beim Auftauchen von Seltenheiten genügend Abstand, um die Vögel nicht aufzuscheuchen. Die beiden Störungen, die zum Auffliegen von Vögeln führten, wurden vom Untersucher selbst verursacht. Störungen durch Tierfotografen wurden nicht beobachtet.

Das Auftauchen von natürlichen Feinden löste vergleichsweise heftige Fluchtreaktionen aus. Hier wurden zwar nur fünf Fälle registriert, aber diese führten immer zu aktiven Fluchten (4 x auffliegen, 1 x wegschwimmen) von vielen Vögeln. Am 25.08.2000 wurden ca. 500 auf einem Weizenfeld fressende Stockenten von einem Sperber ins Schilf vertrieben. Große Aufregung unter den Blässhühnern verursachte ein Fischadler. Am 03.09.2001 scheuchte er ca. 200 Blässhühner auf und am 26.09.2002 flüchteten etwa 600 Blässhühner vor einem Fischadler ins Schilf.

Nach diesen Ergebnissen ist der Rohrsee ein sehr störungsarmes Gewässer. Bezogen auf die Beobachtungszeit von 325,5 Stunden wurden (ohne die Jagd) lediglich 38 Störungen festgestellt, d.h. im Mittel kommt es alle 8,6 Stunden zu einer Störung. Zum Auffliegen von Wasservögeln führte davon nur jede 3. Störung, d.h. im Durchschnitt kam es alle 25 Beobachtungsstunden einmal zum Auffliegen. Zieht man davon noch die natürlich bedingten Fluchtreaktionen durch Greifvögel ab, so treten vom Menschen verursachte Störungen, die zum Auffliegen von rastenden Vögeln führen, im Durchschnitt nur alle 36 Stunden auf.

## 6. Diskussion

### 6.1. Schutzstatus des Rohrsees

Die „Vogelfreistätte Rohrsee“ wurde 1938 nach dem Reichsnaturschutzgesetz mit einer ausgewiesenen Fläche von 101,25 ha (Wasserfläche einschließlich Inseln und Verlandungsgürtel) unter Schutz gestellt und gehört damit zu den ältesten Naturschutzgebieten des Landes. Nach § 4 Abs. 1d der Schutzgebietsverordnung vom 19.3.1938 bleibt die Ausübung der Jagd davon unberührt, allerdings mit der Einschränkung, dass die Jagd auf Federwild am Rohrsee nur „vom 20.7. bis zum 31.12. ausgeübt werden darf“.

Aufgrund seiner hohen Schnatterentenzahlen erfüllt der Rohrsee zwar die Kriterien von „BirdLife International“ als „Important Bird Area“ (IBA), weshalb er von den Naturschutzverbänden für die SPA-Liste des Landes („Special Protected Areas“) gemeldet wurde. Allerdings sind IBA's, die auf den Kriterien der Ramsar-Konvention beruhen, als nicht sanktionierbares „Soft Law“ im Unterschied zu den Gebietsausweisungen nach den EU-Richtlinien rechtlich nicht verbindlich (SUDFELDT et al. 2002). In der amtlichen Meldeliste für die Natura-2000-Gebiete ist der Rohrsee nicht als Vogelschutzgebiet nach Artikel 4, Abs. 1 der europäischen Vogelschutzrichtlinie 79/409/EWG enthalten, sondern lediglich als FFH-Gebiet vorgeschlagen (HEINE et al. 2001). Nach EU-Recht unterliegt die Vogelwelt des Rohrsees also keinem speziellen Schutz, denn Schutzziele der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie von 1992 sind in erster Linie Lebensräume sowie einige Tierarten, aber keine Vögel. Unter der Gebietsnummer „8125-302“ werden als Schutzzweck des gemeldeten FFH-Gebiets Rohrsee die Lebensraumtypen „Natürliche nährstoffreiche Seen“ und „Feuchte Hochstaudenfluren“ sowie das

„Vorkommen des Kammmolches“ aufgeführt. Eine extensive Jagd am Rohrsee beeinträchtigt diesen Schutzzweck nicht.

### 6.2. Bestandsentwicklung und Status der Schnatterente

Nach den langjährigen Vogelzählungen (HEINE et al. 2001) ist der Schnatterentenbestand am Rohrsee in den 1990er Jahren deutlich angewachsen (Abb. 34). Die positive Bestandsentwicklung ist kein lokal auf den Rohrsee beschränktes Phänomen, sondern die Art zeigt seit Ende der 1980er Jahre im gesamten west- und nordwestlichen Europa eine starke Zunahme und Arealausweitung, die wahrscheinlich klimatisch bedingt (milde Winter) ist (WAHL 2002 in SUDFELDT et al. 2003). Nach den Zählergebnissen in Zentral- und NW-Europa stieg der Schnatterentenbestand von 38.000 im Jahr 1996 auf 51.000 im Jahr 1999 (WETLAND INTERNATIONAL 2002). In Deutschland haben die Rastbestände der Schnatterente in der 2. Hälfte der 1990er Jahre um über 60 % (SUDFELDT et al. 2003) auf 10.000 bis 14.000 Individuen zugenommen (WAHL et al. 2003). Ähnliche Wachstumsraten verzeichnete ihr Brutbestand in Deutschland, der in einem Zeitraum von fünf Jahren (1994 bis 1999) von 2.000 bis 2.500 BP auf 3.689 BP kletterte (WITT et al. 1996, SUDFELDT et al. 2003). Keine andere Entenart in Deutschland wies in den 1990er Jahren sowohl beim Brut- als auch beim Rastbestand eine vergleichbar stürmische Entwicklung auf.

Die Schnatterente zählt wie die Löffelente und die Knäkente zu den Vogelarten, die in Deutschland keine Jagdzeit haben, obwohl sie nach europäischem Recht bei uns bejagt werden dürfen. Denn diese drei Entenarten fallen unter Anhang II, Teil 1, der EG-

Vogelschutzrichtlinie, d.h. sie gehören zu den Vogelarten, die nach Art. 7 dieser Richtlinie „aufgrund ihrer Populationsgröße, ihrer geografischen Verbreitung und ihrer Vermehrungsfähigkeit“ in der gesamten EU bejagt werden dürfen. Nach HIRSCHFELD & HEYD (2005) wird die Schnatterente in elf europäischen Ländern bejagt: Frankreich, Dänemark, Spanien, Griechenland, Estland, Irland, Italien, Österreich, Schweiz, Großbritannien und Malta. Die Jahresstrecke der Schnatterente in der EU wird auf 73.410 beziffert. Davon fällt mehr als die Hälfte allein auf Frankreich (HIRSCHFELD & HEYD 2005), wo etwa 25 % des gesamteuropäischen Bestands überwintert (KRUMMENACKER 1998).

Man kann darüber streiten, ob die ganzjährige Schonzeit der Schnatterente angesichts der erheblichen Zunahme und ihrer Einstufung als europaweit jagdbare Vogelart nach der EG-Vogelschutzrichtlinie heute in Deutschland sachlich noch gerechtfertigt ist. Unstreitig ist dagegen, dass der Abschuss von Schnatterenten in der BRD ein Schonzeitvergehen ist, das gegen die Jagdzeitenverordnung des Bundes und der Länder verstößt.

### **6.3. Abschuss von Schnatterenten und Jagdausübung am Rohrsee**

Die Erlegung von Schnatterenten am Rohrsee war nicht auf Einzelfälle beschränkt. Nach Angabe von BOMMER (in HEINE et al. 2001) wurden z.B. im Oktober 1992 am Tag nach einer Jagd zwei Schnatterenten sowie eine Reiherente im Wasser treibend entdeckt. Mehrere Schnatterenten wurden auch bei der Jagd am 4.9.1999 geschossen (HEINE et al. 2001). Nach eigenen Beobachtungen kamen bei der Jagd am 9.9.2000 zwei Schnatterenten zur Strecke.

Zudem ist der Umgang der Jäger am Rohrsee mit der Kritik von Ornithologenseite zu bemängeln. Wenn als Reaktion auf die Vorwürfe die vorher öffentliche Auslegung der Strecke am See auf ein Privatgrundstück verlegt wird, stellt dieses keine vertrauensbildende Maßnahme dar, sondern verstärkt lediglich die Befürchtung, dass die Jäger etwas zu verbergen haben.

Die Abschüsse einzelner Individuen haben zwar keinen Einfluss auf die Bestandsentwicklung der Schnatterente am Rohrsee. Allerdings sind wiederholte Schonzeitvergehen weder mit einer günstigen Bestandssituation noch mit ungünstigen Lichtverhältnissen (Gegenlicht) zu rechtfertigen. Falls eine sichere Ansprache vor dem Schuss nicht möglich ist, darf nicht geschossen werden. Weibliche Stock- und Schnatterenten sind zwar ähnlich gefärbt, aber sie können im Flug an der unterschiedlichen Färbung des Spiegels (Schnatterente leuchtendweiß) eindeutig unterschieden werden. Gerade bei der Jagd in einem ornithologisch bedeutenden Gebiet wie dem Rohrsee, wo viele geschützte Arten vorkommen, muss von den Schützen eine hohe Schussdisziplin und eine gute Artenkenntnis erwartet werden. Aus dem wiederholten Abschuss von Schnatterenten ist zu schließen, dass dieser Sorgfaltpflicht nicht im ausreichenden Maß nachgekommen wurde.

Mängel bei der Nachsuche konnten in den Jahren 2000 und 2001 nicht festgestellt werden. Für die Nachsuchen nach der Entenjagd standen genügend geeignete Jagdhunde zur Verfügung und sie wurden auch eingesetzt. Die ordnungsgemäße Nachsuche mit gut ausgebildeten Jagdhunden ist - unabhängig von der bejagten Tierart - aus Gründen des Tierschutzes eine Selbstverständlichkeit und auch jagdrechtlich verankert. Dieses unterscheidet die Wasservogeljagd in Deutschland von anderen europäischen Län-

dern (z.B. Frankreich, Italien, Griechenland), wo das Führen qualifizierter Jagdhunde zur Nachsuche nicht rechtlich vorgeschrieben ist.

Die Schussergebnisse am Rohrsee sind schlechter als bei anderen Untersuchungen zur Wasserjagd. Im Jahr 2000 wurden bei zwei Jagden mit 101 abgegebenen Schüssen insgesamt 13 Wasservögel erlegt. Dieses entspricht einer Quote von 7,8 Schuss pro erlegtem Vogel. Am baden-württembergischen Oberrhein wurden bei einer Gesellschaftsjagd mit 25 Schützen mit 256 Schüssen 74 Enten erlegt, d.h. es wurden im Mittel 3,5 Schuss pro erlegter Ente benötigt. Eine ähnliche Quote (Mittel 3,4 Schuss/erlegter Ente) ergab auch eine Befragung von 80 Jägern am Oberrhein (LINDEROTH 1993a).

Im nordfriesischen Wattenmeer schätzten 309 Jagdausübungsberechtigte ihre durchschnittliche Schussleistung bei der Entenjagd auf 3,1 Schuss pro Stück Wasserwild ein. Aus speziell angefertigten Jagdprotokollen ergab sich jedoch eine weniger gute Quote von durchschnittlich 4,2 Schuss pro erlegter Ente (BAMBERG 1989).

Am Bodensee variierte die Schussleistung je nach Jagdart (Vogelhütte, Tonne im Schlick, vom Ufer, vom Boot, Morgenstrich, Abendstrich) zwischen 1,0 und 2,7 Schuss/erlegtem Wasservogel. Im Durchschnitt wurde ein sehr gutes Schussergebnis von 2,1 Schuss/erlegtem Vogel durch Befragung (209 Jagdgänge, 1.903 Schüsse, 918 erlegte Vögel) und 1,9 Schuss/erlegtem Vogel durch Beobachtung (964 Schuss, 507 erlegte Vögel) ermittelt (MEILE 1988, unveröffentl.).

Der Abschuss von Schnatterenten und die unterdurchschnittliche Schussleistung am Rohrsee ist nach Einschätzung des Verfassers in erster Linie auf mangelnde Schussdisziplin zurückzuführen. Es wird zu weit und gelegentlich auch zu schnell geschossen,

d.h. ohne die zwingend erforderliche Sorgfalt bei der Ansprache vor der Schussabgabe.

Nach Gesprächen mit Naturschutzvertretern zog der Jagdpächter 2002 die Konsequenz, in Zukunft freiwillig auf die Durchführung von Entenjagden am Rohrsee zu verzichten. Da der Pächter trotzdem die volle Jagdpacht zahlen muss, wurde für die durch den Verlust der Wasserjagd am Rohrsee entstehende Jagdwertminderung im Gegenzug die Zahlung einer Entschädigung vereinbart. Die Jagdausübung auf anderes Wild bleibt von dieser Vereinbarung unberührt.

## 6.4. Fluchtdistanzen

### 6.4.1. Problem der Streuung

Schwierig bei der Auswertung von Fluchtdistanzen ist die erhebliche Streuung der Einzelwerte mit Spannen zwischen minimaler und maximaler Fluchtdistanz um den Faktor 10 (Tab. 7). Diesem Problem kann nur mit einem möglichst großen Stichprobenumfang begegnet werden. Zur Darstellung des Mittelwerts wurde der Median gewählt, denn dieser ist robuster gegenüber Extremwerten als das arithmetische Mittel. Kritisch anzumerken ist, dass bei kleineren Stichproben bei Klassenbildung nach Jahren oder Orten auch der Median wegen einer möglichen Beeinflussung durch Extremwerte nur eingeschränkte Aussagekraft besitzt. Bei größerem Stichprobenumfang nähert sich die Verteilung der Fluchtdistanzen jedoch einer Normalverteilung. Dann ergeben sich zwischen Median und arithmetischem Mittel der Fluchtdistanz sowohl beim Blässhuhn ( $n = 154$  Messungen, Median 80 m, arithm. Mittel 79,1 m, Stab. 25,1) als auch bei der Schnatterente ( $n = 183$  Messungen, Median 88 m, arithm. Mittel 88 m, Stab. 23,2) fast keine Abweichungen.

Die Jahresmittelwerte der Fluchtdistanz beinhalten die Messungen von drei Stellen. Obwohl die drei Aufnahmestellen für die Störversuche am Nordufer jeweils nur ca. 100 m voneinander entfernt liegen, ergaben sich zwischen diesen Stellen Differenzen der mittleren Fluchtdistanz bis 20 % (Abb. 23). Dieses könnte möglicherweise durch die Morphologie des Geländes bedingt sein. Die höchsten Fluchtdistanzen bei Schnatterente und Blässhuhn in den drei Jahren wurden an Stelle A („Bucht“) ermittelt. Hierbei handelt es sich um hängiges Gelände mit einer relativ steilen Abbruchkante über einer Bucht des Rohrsees. Durch diese spezielle Geländeausformung erfolgt die Annäherung zuerst ohne direkten Sichtkontakt zu den Vögeln auf dem Wasser und der Beobachter wird für diese in voller Körpergröße erst an der Abbruchkante sichtbar.

Auch an Stelle B („Baumgruppe“) ist der Beobachter beim Anlaufen durch die Bäume zumindest für einen Teil der dort sitzenden Vögel anfangs verdeckt. An Stelle C („Wiese“), einer flach zum Ufer verlaufenden Wiese, ist der Beobachter dagegen immer frei sichtbar für die Vögel auf dem Wasser. Möglicherweise zeigen die Vögel gegenüber dieser offenen Annäherung eine größere Toleranz als gegenüber einer Annäherung, die bedingt durch die Geländeausformung, nicht von Anfang an vollständig in ihrem Blickfeld liegt.

Die Fluchtdistanzen zeigen einen wellenförmigen Verlauf. Perioden mit geringerer Fluchtdistanz wechseln mit Phasen, in denen die Vögel bei menschlicher Annäherung wieder einen größeren Sicherheitsabstand einhalten. Diese Schwankungen treten in allen Jahren auf, unabhängig davon, ob in diesem Jahr gejagt wurde oder nicht.

Am Rohrsee wurde kein positiver Einfluss der Jagdruhe auf die Fluchtdistanz von Schnatterente und Blässhuhn festgestellt. Im

Jahr ohne Jagd (2002) liegt der Median der Fluchtdistanz dieser beiden Arten auf gleicher Höhe wie 2001 (1 Jagd). Gegenüber dem Jahr 2000 (2 Jagden) liegt die durchschnittliche Fluchtdistanz der Schnatterente im Jahr der Jagdruhe sogar um 20 % höher (Tab. 7).

Aus der Literatur ist bekannt (vgl. LAURSEN et al. 2005), dass große Vogelansammlungen empfindlicher auf Störungen reagieren können als kleinere Trupps. Dieses scheidet jedoch als mögliche Erklärung für die unterschiedlichen Fluchtdistanzen in den Jahren 2000 und 2002 aus, denn der Schnatterentenbestand ist in den Jahren 2000 und 2002 annähernd gleich groß (Abb. 13). Am Rohrsee konnte keine signifikante Korrelation zwischen Schwarmgröße und Fluchtdistanz belegt werden. Allerdings wurden am Rohrsee auch nur selten größere Vogelansammlungen gestört. Zum einen sind die Rastvögel meist auf dem ganzen See verteilt. Zum anderen waren von den Störversuchen methodisch bedingt (festgelegte Aufnahmepunkte, beschränkt auf Vögel in Ufernähe) jeweils nur relativ kleine Trupps (Blässhuhn Median 5 bis 20, Schnatterente Median 7 bis 10) und keine großen Rastansammlungen betroffen.

Die gegenüber dem Jahr 2000 um 20 % höhere Fluchtdistanz der Schnatterente im Jahr 2002 kann auch nicht mit der Örtlichkeit der Störversuche erklärt werden. Zwar liegt der Unterschied bei der mittleren Fluchtdistanz der Schnatterente von Stelle A (Median 93 m) zu Stelle C (Median 80 m) etwa in derselben Größenordnung. Aber ein Zusammenhang besteht hier nicht. In den Jahresmittelwerten der Fluchtdistanz sind sowohl im Jahr 2000 (26 Versuche Stelle A, 23 Versuche Stelle C) als auch im Jahr 2002 (27 Versuche Stelle A, 28 Versuche Stelle C) Messungen von beiden Stellen annähernd

gleich repräsentiert, so dass sich diese örtlichen Unterschiede ausgleichen.

Es ist möglich, dass das Fluchtverhalten der Wasservögel von weiteren Faktoren beeinflusst wurde, die vom Untersucher nicht erfasst wurden. So ist nicht auszuschließen, dass im Jahr 2002 außerhalb der Beobachtungszeiten häufiger andere menschliche Störungen aufgetreten sind und deshalb die Fluchtdistanz der Schnatterente trotz Jagdruhe relativ hoch war. Angesichts der sehr geringen Schreckreaktionen der Wasservögel auf die beobachteten nicht jagdlichen Störungen in allen drei Jahren erscheint aber auch diese Erklärung wenig plausibel.

Berücksichtigt man neben den Daten von 2000 bis 2002 noch die zusätzlichen Ergebnisse des Jahres 2006, sind die festgestellten Abweichungen der Fluchtdistanzen von Jahr zu Jahr wahrscheinlich eine ganz natürliche Erscheinung. Auch rechnerisch korrekte Mittelwertbildungen können aufgrund des erheblichen Schwankungsbereichs der Einzelwerte lediglich eine Größenordnung wiedergeben. Im Vergleich zu anderen Studienergebnissen (Tab. 10) liegen die Fluchtdistanzen von Blässhuhn und Schnatterente am Rohrsee in den vier Jahren (Abb. 27 und Abb. 28) relativ konstant auf niedrigem Niveau, unabhängig davon, ob gejagt wurde oder nicht.

#### 6.4.2. Vergleich mit Literaturangaben

Es gibt eine große Zahl von Publikationen zur menschlichen Störung von Vögeln. In einer detaillierten Literaturübersicht listet KELLER (1995) allein ca. 500 Arbeiten auf, aber der überwiegende Teil beschäftigt sich nicht mit Störungen durch die Jagd. Die meisten Angaben zur Fluchtdistanz von Wasservögeln in Deutschland stammen aus Untersuchungen zur Störung durch den Frei-

zeit- und Bootsverkehr (PUTZER 1983, DIETRICH & KOEPF 1986, FRENZEL & SCHNEIDER 1987, GÄDTGENS & FRENZEL 1997). Nur eine geringe Zahl von Arbeiten thematisiert überhaupt die Fluchtdistanz im Zusammenhang mit der Wasservogeljagd, wobei hier die meisten Untersuchungen aus Ländern mit Lizenzjagdsystem stammen, vor allem aus Dänemark (PREUSS in MELTOFTE 1982, MADSEN 1985, MADSEN 1988 in BELL & OWEN 1990, MELTOFTE 1986, LAURSEN et al 2005), d.h. aus Gebieten mit einer wesentlich höheren Jagdintensität als in Deutschland. Bei den wenigen Arbeiten zur Fluchtdistanz von Wasservögeln unter den hiesigen jagdlichen Bedingungen sind Studien an Gänsen (SCHRÖDER 1974, EBERHARDT 1979, KÜHL 1979, GERDES & REEPMAYER 1983, LINDEROTH 1993b) deutlich überrepräsentiert.

Im Vergleich zu anderen Studien (Tab. 10) liegen die durchschnittlichen Fluchtdistanzen der Wasservögel am Rohrsee mit einer Spanne von 80 m (Blässhuhn, Höcker-schwan) bis 166 m (Graugans) am unteren Ende der Skala. Zu den vergleichsweise geringen Fluchtreaktionen haben wahrscheinlich auch die günstigen Rahmenbedingungen beigetragen. Mangels Freizeit- und Bootsverkehr ist der Rohrsee ein sehr störungsarmes Gewässer. Bei der von wenigen Störungen tangierten Ruhe am Rohrsee zeigten die rastenden Vögel selbst gegenüber massiven Störungen (tieffliegende Hubschrauber direkt am Seeufer) eine auffällige Toleranz. Als günstig erwies sich die geringe Unruhe der Vögel auch bei der Feldarbeit. In drei Jahren mussten nur vier Zählungen wiederholt werden, weil Vögel störungsbedingt während der Zählung aufgefliegen waren.

Die im dänischen Wattenmeer (LAURSEN et al. 2005) ermittelten Fluchtdistanzen sind je nach Art etwa um den Faktor 2 bis 3 höher

(Stockente Faktor 2,1, Pfeifente Faktor 2,9) als am Rohrsee. Allerdings waren die Verhältnisse in Dänemark auch völlig anders, sowohl was die Bestandsgröße (am Rohrsee Gesamtbestand  $< 1.500$  Ind., im Watt Schwarmgrößen bis 10.000 allein beim Alpenstrandläufer) als auch die Diversität (am Rohrsee nur Enten, im Watt zusätzlich viele Limikolenarten) anbelangt. Im Unterschied zum Rohrsee befanden sich die Vögel bei den dänischen Störversuchen nicht im Wasser, sondern sie waren entweder bei Niedrigwasser auf Nahrungssuche im Watt oder ruhten bei Hochwasser dichtgedrängt auf den wenigen nicht überfluteten Stellen im Vorland (Salzwiesen). Es ist auch aus Untersuchungen im deutschen Wattenmeer bekannt, dass besonders bei Hochwasser große Vogelansammlungen sehr sensibel auf menschliche Annäherung reagieren können und die Fluchtdistanz bei Hochwasser deutlich höher ist als bei ablaufendem Wasser (vgl. DIETRICH & KOEPF 1986). In den meist artenreichen Vogelansammlungen am Hochwasserrastplatz kann es zu Kettenreaktionen mit mehreren Tausend auffliegenden Vögeln kommen, wobei die störungsempfindlichsten Arten bzw. Individuen die anderen bei der Flucht häufig mitreißen. Im dänischen Watt konnte bei einigen Limikolenarten (im Herbst bei hoher Dichte neun Arten, im Frühjahr zwei Arten) eine signifikante

Zunahme der Fluchtdistanz mit steigender Schwarmgröße festgestellt werden, nicht aber für einzelne Entenarten. Erst durch Poolung von vier Entenarten (Stock-, Krick-, Pfeif- und Spießente) zur Gruppe Gründelenten ergab sich auch hier eine signifikant positive Korrelation zwischen Schwarmgröße und Fluchtdistanz (LAURSEN et al. 2005).

Es ist zu erwarten, dass sich die Fluchtdistanzen in solch unterschiedlichen Lebensräumen wie dem Wattenmeer und einem kleinen Binnengewässer wie dem Rohrsee unterscheiden. Neben der Gesamtgröße des Vogelbestands, der Schwarmgröße und der Diversität des Rastvogelbestands wird die Fluchtdistanz auch von der Summe der Störfaktoren (Freizeitverkehr, Bootsverkehr, Jagd) in einem Gebiet beeinflusst. Daher können die Fluchtdistanzen selbst in vergleichbaren Lebensräumen deutlich voneinander abweichen. So sind die Fluchtdistanzen von einigen Limikolen (Austernfischer, Goldregenpfeiffer, Pfuhlschnepfe, Brachvogel) im dänischen Wattenmeer etwa 1,4 bis 2 mal länger als im holländischen Wattenmeer (SMIT & VISSER 1993). Als Ursache vermuten die Autoren die im Vergleich zu Holland deutlich höhere Jagdintensität im dänischen Wattenmeer (LAURSEN et al. 2005), wobei es hierzu jedoch keine konkreten Angaben gibt.



**Tab. 10: Fluchtdistanzen von Wasservögeln (Enten und Gänse)**

Art	Fluchtdistanz Ø (Min. - Max.)	n	Land	Quelle
Blässhuhn	80 m (20 m - 220 m)	154	D	diese Studie
Schnatterente	88 m (35 m - 180 m)	183	D	diese Studie
Schnatterente	*299 m (100 m - 1.150 m)	151	D	GÄDTGENS & FRENZEL 1997
Stockente	112 m (70 m - 188 m)	17	D	diese Studie
Stockente	236 m (60 m - 400 m)	25	DK	LAURSEN et al. 2005
Pfeifente	269 m (150 m - 1.000 m)	42	DK	LAURSEN et al. 2005
Pfeifente	94 m (71 m - 105 m)	15	D	diese Studie
Löffelente	98 m (48 m - 175 m)	15	D	diese Studie
Krickente	187 m (80 m - 450 m)	24	DK	LAURSEN et al. 2005
Spießente	294 m (100 m - 500 m)	31	DK	LAURSEN et al. 2005
Reiherente	100 m (52 m - 130 m)	14	D	diese Studie
Höckerschwan	80 m (33 m - 140 m)	22	D	diese Studie
Graugans	166 m (140 m - 231 m)	6	D	diese Studie
Grau-/Blässgans	**mit Jagdzeit 500 m ohne Jagdzeit 200 m - 300 m)		D	GERDES & REEP- MEYER 1983
Bläß-/Saatgans	Einzeltiere/paarweise 70 m > 150 Vögel > 200 m	439	D	SPILLING et al. 1999
Graugans	**Jagdruhezone „wenige Meter“, bejagte Gebiete „mehrere 100 Me- ter“		DK	PREUSS in MELTOFTE 1982
Saatgans	173 m (Fußgänger) 270 m (Reiter)	35	D	LINDEROTH 1993b
Ringelgans	319 m (130 m - 1.000 m)	31	DK	LAURSEN et al. 2005
Ringelgans	**> 500 m in Jagdgebieten 150 m ungestörte Gebiete		GB	OWENS 1977
Ringelgans	vor Jagdzeit 211 m Jagdzeit 367 m		DK	MADSEN (1988) in BELL & OWEN 1990
Kurzschnabel- gans	Jagdzeit Herbst 500 m Frühjahr ohne Jagd 300 m - 400 m		DK	MADSEN (1985) in BELL & OWEN 1990
Wasservögel	**mit Jagd ca. 200 m ohne Jagd 50 m - 60 m		D	REICHHOLF 2002
Wasservögel	**in Jagdgebieten 300 m - 600 m		DK	MELTOFTE 1996

\*Störungsuntersuchung zum Bootsverkehr

\*\* keine Angabe zur Methode der Ermittlung (Schätzung)

Da Fluchtdistanzen je nach Vogelart, dem Habitat und der Störungshäufigkeit variieren, ist es unmöglich, generelle Angaben zu den tolerierbaren Mindestabständen zu machen (HILL et al. 1997). Dennoch können aus dem Vergleich von Fluchtdistanzen unterschiedlicher Studien Rückschlüsse zum Ausmaß der Störungen sowie den Störungsquellen in einem Gebiet gezogen werden. Im Fall der Schnatterente liegt die Fluchtdistanz bei Jagdruhe im Ermatinger Becken mit ca. 300 m gegenüber Booten (GÄDTGENS & FRENZEL 1997) etwa in der gleichen Größenordnung wie die Fluchtdistanz anderer Gründelenten im intensiv bejagten dänischen Watt gegenüber dem Menschen (LAURSEN et al. 2005).

Die Jagd ist nur einer von vielen menschlichen Störfaktoren und es wäre verfehlt, die Betrachtung auf den Faktor Jagd zu verengen. Für die Wasservögel ist es ohne Belang, ob sie von Booten, Fluggeräten, Spaziergängern oder Jägern aufgescheucht werden. Entscheidend ist, wie häufig und nachhaltig solche menschlich bedingten Störungen in einem bestimmtem Gebiet auftreten. In Punkto Störungsarmut findet die Schnatterente am Rohrsee trotz Jagd günstigere Bedingungen vor als im jagdfreien Ermatinger Becken, sowohl was die Störungsfrequenz (Störungen/h) als auch die Heftigkeit der einzelnen Störereignisse (Häufigkeit und Anzahl auffliegender Vögel) betrifft (GÄDTGENS & FRENZEL 1997). Denn Störungen durch den Boot- und Freizeitverkehr - am Bodensee die mit Abstand häufigste Störungsursache für den Rastvogelbestand (FRENZEL & SCHNEIDER 1987, SCHNEIDER-JACOBI et al. 1993, GÄDTGENS & FRENZEL 1997) - sind am Rohrsee ohne Bedeutung (vgl. 5.4.).

Auch bei anderen Untersuchungen war die Häufigkeit menschlicher Störungen we-

sentlich höher als am Rohrsee. An einem Rastplatz der (unbejagten) Saatgans in der südlichen Oberrheinebene bei Grissheim wurden im Winter 1992/93 in 130 Beobachtungsstunden 86 Störungen erfasst, d.h. im Mittel 0,66 Störungen/h. Die Störungsfrequenz war also etwa fünfmal höher als am Rohrsee. Die häufigsten Störungsursachen waren Erholungssuchende (überwiegend Reiter), Flugverkehr und Autoverkehr. Etwa jede zweite registrierte Störung führte zum Auffliegen der Gänse (im Schnitt alle 190 Minuten), wobei ein dort stationierter Rettungshubschrauber die heftigsten Fluchtreaktionen auslöste. Schon das Geräusch des Rotors (in 24 Fällen 20 Fluchten) veranlasste die Gänse zum Auffliegen (LINDEROTH 1993b).

Schließlich kann die Aktivität der Wasservögel die Fluchtdistanz beeinflussen. Einige Male wurde am Rohrsee beobachtet, dass ruhende Individuen bei Annäherung schneller die Flucht ergreifen als in direkter Nachbarschaft schwimmende Vögel, die gerade mit der Nahrungssuche beschäftigt sind. Allerdings wurde die Aktivität der Vögel bei den Störversuchen nicht systematisch erfasst, so dass dieser Aspekt nicht ausgewertet werden konnte.

Die Ergebnisse vom Rohrsee widersprechen der Annahme, dass die Jagd generell die Fluchtdistanz von Vögeln erhöht und diese scheuer macht (vgl. z.B. CONRADY 1979). Es ergeben sich keine Anhaltspunkte für die von HEINE et al. (2001) vertretene These, dass die Wasservögel am Rohrsee „mit dem ersten Jagdtag extrem scheu werden und bereits auf große Entfernungen fliehen“. Vielmehr konnte bei den beiden gut dokumentierten Arten Schnatterente und Blässhuhn weder unmittelbar nach der jagdlichen Störung noch beim Vergleich der Untersuchungsjahre eine Vergrößerung der

Fluchtdistanz festgestellt werden. Dass die Vögel nach den jagdlichen Eingriffen nicht schreckhafter als vor der Jagd reagierten, wird durch weitere Parameter der Fluchtreaktion dieser beiden Arten (Häufigkeit und Anteil auffliegender Individuen vor und nach den Jagdereignissen) bestätigt.

Auch nach mehrjähriger Jagdruhe am Rohrsee veränderte sich die Fluchtdistanz der beiden häufigsten Wasservogelarten nicht. Dagegen sank nach Schätzung von REICHHOLF (2002) die Fluchtdistanz der Wasservogel am Unteren Inn in Bayern nach Einstellung der Wasservogeljagd von 200m und mehr auf etwa 50 bis 60m. Es bleibt zwar offen, wie und in welchem Zeitraum diese Werte ermittelt wurden, aber dieses Beispiel scheint mit der Situation am Rohrsee nach am ehesten vergleichbar zu sein, da auch die Innstauseen arm an sonstigen Störungen (kaum Paddler, kein Schiffsverkehr) sind. Falls der Wegfall der jagdlichen Störung, wie von REICHHOLF (2002) angenommen, der Hauptgrund für den Rückgang der Fluchtdistanz um 70 % war, muss die Jagdintensität am Unteren Inn wesentlich höher als am Rohrsee gewesen sein.

Aus den Ergebnissen am Rohrsee ist der Schluss zu ziehen, dass nicht jede Schussabgabe an einem Gewässer generell mit einer gravierenden Beeinträchtigung rastender Wasservogel verbunden ist. Unter den Bedingungen am Rohrsee wäre die Durchführung von 1-2 Gesellschaftsjagden/Jahr für den Rastvogelbestand unproblematisch. Alle untersuchten Parameter zur Fluchtreaktion weisen darauf hin, dass die jagdliche Störung hier nicht zu einer größeren Scheuheit der Vögel geführt hat. Wahrscheinlich war die Jagdintensität insgesamt zu gering, um das Fluchtverhalten der Rastvögel nachhaltig zu beeinflussen (LINDEROTH 2005). Die Ergebnisse können jedoch nicht verallgemeinert werden, denn zu den vergleichsweise gerin-

gen Fluchtreaktionen hat vermutlich auch die geringe Frequenz sonstiger menschlicher Störungen am Rohrsee beigetragen. Fluchtdistanzmessungen aus einer Region sind nicht auf andere Gebiete übertragbar (HILL et al. 1997, LAURSEN et al. 2005), sondern diese Daten müssen konkret im Einzelfall ermittelt werden.

Die Kenntnis der Fluchtreaktion und Fluchtdistanz von Wasservögeln in einem Gebiet ist kein wissenschaftlicher Selbstzweck, sondern eine wesentliche Grundlage für jede Form des Managements. Bei Jagd- und Naturschutzbehörden besteht Bedarf an fundierten Daten zur Fluchtreaktion von Wasservögeln, z.B. für Zonierungsmodelle mit jagdfreien Bereichen (z.B. Mindestgröße, Mindestabstände zu bejagten Bereichen). Wenn es um die Einrichtung jagdfreier Ruhe-zonen im Zusammenhang mit Naturschutzmaßnahmen geht, reichen die Vorstellungen über die Größe solcher Jagdruhe-zonen je nach Interessenslage von „so groß wie möglich“ bei Ornithologen bis „so klein wie möglich“ bei der Jägerschaft und den betroffenen Grundbesitzern und Verpächtern. Zur Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen bedarf es deshalb einer objektiven, vor Ort erhobenen Datengrundlage. Es können nicht, wie in einigen Arbeiten zum Bodensee (vgl. FRENZEL & SCHNEIDER 1987, SCHNEIDER JACOBI et al. 1993, BAUER et al. 2002), ersatzweise die Fluchtdistanzen vom dänischen Wattenmeer oder von anderen Vogelarten (Gänse, Greifvögel) herangezogen werden. So geben z.B. FRENZEL & SCHNEIDER (1987) an, dass die Wasservogel am Bodensee generell eine Fluchtdistanz „von rund 500 m gegenüber dem Jäger“ einhalten. Sie begründen diese Zahl mit den Schätzungen von GERDES & REEPMEIER (1983) zur Fluchtdistanz von gemischten Grau- und Blässganstrupps am Dollart vor der Einstellung der Gänsejagd im Jahr 1977.

Da Gänse allgemein zu den störungsempfindlichsten Arten (vgl. Übersicht bei BELL & OWEN 1989, LAURSEN et al. 2005) mit den größten Fluchtdistanzen (vgl. z.B. KÜHL 1979) zählen, können diese Ergebnisse aber nicht allgemein auf „Wasservögel“ übertragen werden.

Die zeitnahe Ermittlung von Fluchtdistanzen unter den jeweils sehr unterschiedlichen lokalen Bedingungen (Habitat, Vogelart, Schwarmgröße, Jagdintensität) ist die Voraussetzung für jedes fundierte Wasservogelmanagement. Die meisten Arbeiten zur jagdlichen Störung stammen aus Regionen mit sehr hoher Jagdintensität wie z.B. Dänemark (MELTOFTE 1982, 1996, MADSEN 1985, MADSEN 1988 in BELL & OWEN 1990, LAURSEN et al. 2005). Daraus kann nicht abgeleitet werden, dass „die Jagd“ generell eine gravierende Störung darstellt, denn dieses hängt maßgeblich von der Häufigkeit und Intensität der Jagdausübung sowie dem Ausmaß anderer menschlicher Störungen in einem Gebiet ab. In der Literatur mangelt es an konkreten Untersuchungen zur Fluchtreaktion von Wasservögeln auf Störungen durch extensive Formen der Entenjagd, die repräsentativ für die überwiegende Mehrheit der Jagdbezirke in Baden-Württemberg ist.

## **6.5. Vertreibungseffekt und Jagdintensität**

### **6.5.1. Unterschiede zwischen Lizenz- und Revierjagdsystem bei der Entenjagd**

Die meisten Arbeiten zur Auswirkung von jagdlich bedingten Störungen auf Wasservögel stammen aus Ländern mit Lizenzjagdsystem wie Dänemark, England, Irland, Schottland, USA, Australien oder der Schweiz. Die Jägerdichte pro Flächeneinheit ist in Lizenzjagdsystemen i.d.R. deutlich höher als im deutschen Revierjagdsystem, bei der das Jagdrecht in einem Gebiet auf wenige Perso-

nen beschränkt ist. In Deutschland ist das Jagdrecht ein an Grund und Boden gebundenes Eigentumsrecht, das exklusiv entweder vom Eigenjagdbesitzer ausgeübt wird oder an eine beschränkte Anzahl Jagdausübungsberechtigter verpachtet wird (vgl. PEGEL & LINDEROTH 2003). Wegen dieser grundlegenden Unterschiede im Jagdsystem ist die Anzahl der in einem Gebiet jagenden Personen in Deutschland wesentlich geringer als in Lizenzjagdsystemen, wo in guten Jagdgebieten Hunderte von Jägern gleichzeitig aktiv sein können.

Typisch für die Verhältnisse der Entenjagd in Lizenzjagdsystemen ist z.B. die Beschreibung von MAHER (1981) aus den australischen Barrenbox Swamps. Dort eröffneten am ersten Morgen der Jagdzeit Hunderte von Jägern das Feuer und erlegten in wenigen Stunden 3.225 Enten.

MELTOFTE (1978) zählte bei der Entenjagd an einem dänischen Küstenabschnitt bei Tipperne pro Stunde 223 bis 1.859 Schüsse. Dass diese massive Form der „shooting disturbance“ keine Ausnahme für die Entenjagd in Dänemark ist, bestätigen weitere Arbeiten dieses Autors (MELTOFTE 1982, 1996). Demnach sind Spitzenwerte von 1.000 Schuss/Stunde und Mittelwerte von 50 bis 100 Schuss/Stunde in vielen dänischen Feuchtgebieten nicht ungewöhnlich.

Angaben zur Jagdintensität liegen auch vom Lough Neagh in Nordirland vor. Nach Schätzung von EVANS & DAY (2002) gehen an diesem See bis zu 1.000 Jäger auf Wasservogeljagd, allerdings nicht alle gleichzeitig. Der Jagddruck am Lough Neagh ist am Wochenende wesentlich größer als in der Woche. An der 1,6 km langen Uferlinie der untersuchten Brockish Bay (ca. 55 ha) am Lough Neagh fallen am Wochenende im Schnitt 16,25 Schüsse (8 bis 55) pro Stunde, während es in der Woche im Schnitt nur 0,88

Schüsse pro Stunde sind (EVANS & DAY 2002).

Ein weiteres Beispiel für die Verhältnisse der Wasservogeljagd unter Lizenzjagdverhältnissen ist Mexiko. Dort werden jährlich zwar nur 82.000 Jagdlizenzen offiziell ausgegeben, aber die Zahl der lizenzlosen illegalen Jäger wird auf über eine Million geschätzt. Dementsprechend ist es nicht möglich, die Jagdstrecke auch nur annähernd zu schätzen. Nach einer stichprobenartigen Streckenerhebung in einem Jagdclub mit 349 Lizenzjägern in Chiricahueto an der Westküste Mexikos (MIGOYA 1989 in GUSTAFSON 1990) wird die Entenjagd intensiv betrieben. An 26 von 105 möglichen Jagdtagen wurden in diesem Jagdgebiet von durchschnittlich 13,4 Jägern/Tag täglich 266 Enten geschossen. Hochgerechnet auf die Jagdsaison wurden von den 349 Jägern 28.023 Wasservögel erlegt (GUSTAFSON 1990), d.h. mehr als die gesamte Jahresstrecke in Baden-Württemberg.

Eine derart hohe Jagdintensität stellt in unserem Jagdsystem eine Ausnahme dar. Dem Verfasser sind nur zwei Fälle aus der Vergangenheit bekannt, die mit den Verhältnissen in Lizenzjagdsystemen vergleichbar sind. In einem Fall Anfang der 1990er Jahre wurden in einem Jagdrevier am Oberrhein mit starkem Futtereinsatz jährliche Strecken von bis zu 2.800 Enten erzielt (LINDEROTH 1993a). Dieser zurecht kritisierte Massenabschuss (WESTERMANN 1985) wurde nach einer Gesetzesänderung (Einschränkung der Entenkirrung) eingestellt. Auf französischer Rheinseite ist der Lockfuttereinsatz bei der Entenjagd dagegen bis heute uneingeschränkt ganzjährig erlaubt, mit der Folge,

dass die Entenstrecke dort auf gleicher Rheinlänge etwa drei- bis sechsfach höher als auf deutscher Seite ist (LINDEROTH 1993a).

Beim anderen Fall handelt es sich um die 1985 eingestellte „gemeinschaftliche Jagd“ am Bodensee. Diese hatte mit dem seit Anfang des 20. Jahrhunderts in Deutschland etablierten Revierjagdsystem nichts gemein, sondern fußte nach einer Urkunde aus dem Jahr 1534 (JACOBY 1974) noch auf den Prinzipien der einst freien niederen (Vogel)jagd des Mittelalters (vgl. PEGEL & LINDEROTH 2003) und ähnelte damit dem heutigen Lizenzjagdsystem einiger Schweizer Kantone. Berechtigt zur traditionellen Wasservogeljagd im Ermatinger Becken waren nur die Seeanwohner. Etwa 150 Jagdberechtigte (Deutsche und Schweizer) konnten von Ende November bis Mitte Februar an drei Tagen in der Woche ohne baglimit (Tageslimit) Wasservögel bejagen. Dabei waren verschiedene Jagdmethoden zulässig, darunter sehr störungsintensive wie die Jagd aus Tonnen oder die Bejagung von Booten aus (MEILE 1988, unveröffentl.). Die Konzentration von vielen Jägern an drei Tagen pro Woche auf kleiner Fläche (ca. 5 km<sup>2</sup> große Flachwasserzone) war mit einer starken Jagdintensität, einer hohen Strecke (Jahrestrecken 2.000 bis 9.000 Wasservögel) und dementsprechend intensiver Störung verbunden. Die als „Belchenschlacht“ in die Geschichte eingegangene Wasserjagd im Ermatinger Becken war jedoch schon in den 1980er Jahren ein Extremfall jagdlicher Intensität in Baden-Württemberg und damit nicht repräsentativ für „die Entenjagd“ im Allgemeinen.

**Tab. 11: Jagdintensität nach verschiedenen Studien zur Wasservogeljagd**

Land/Ort	Jagdintensität	Vertreibungseffekt	Quelle
Australien Barrenbox swamps	3.225 Enten in wenigen Stunden	hoch	MAHER 1981
Dänemark Küste bei Tipperne	223-1.859 Schuss/h	hoch	MELTOFTE 1978, 1982
Mexiko Santa Maria Bay	10.477 Wasservogel 564 Jäger, 8,4 Jäger/Tag, Ø Tagestrecke 155	k.A.	GUSTAFSON 1990
Mexiko Chiricahueto	6.939 Wasservogel 13,4 Jäger/Tag Ø Tagestrecke 266	k.A.	GUSTAFSON 1990
Lough Neagh, Irland 1,6 km Uferlinie	16,2 Schuss/h 0,88 Schuss/h	hoch gering	EVANS & DAY 2002
Ermatinger Becken, D (5 km <sup>2</sup> Flachwasserbereich Bodensee)	150 Jagdberechtigte ca. 30 Jagdtage/Jahr jährl. Strecke 2-9 Tsd	hoch	MEILE 1981, 1988
NSG Unterer Inn, D	k.A., Schätzung der bejagten Fläche	gering bis hoch	REICHHOLF 2002
NSG Häverner Marsch, D (60 ha)	k.A., Wechsel von Jagd-Nichtjagdwochen	gering	ZIEGLER & HANKE 1988
Gnadensee, D	k.A., nur 1 Jagd zufällig beobachtet	nicht quantifiziert	SCHNEIDER JACOBY et al. 1993
Letten-/Angerweiher (D) Gr. Rötelsee (D) (gesamt 190 ha)	4-6 Jagden, max. 100 Jäger 1-3 Jagden, 3-6 Jäger	nicht unterschieden, zusammen hoch	GEIERSBERGER & ZACH 1997
Staffelsee, D (766 ha)	1 Gesellschaftsjagd mit 30 Jägern/Jahr Strecke 150-400	gering	BEZZEL & GEIERSBERGER 1998
	15 Jagdtage/Jahr Strecke ca. 150	hoch	
NSG Rohrsee, D (100 ha)	1-2 Jagden/Jahr, 9-29 Jäger 101 Schuss/2 Jahre	gering	vorliegende Studie

Das Ausmaß der Störung durch die Wasservogeljagd ist abhängig von der Häufigkeit und Intensität der Jagdausübung. Der Jagddruck in einem Gebiet wird z.B. durch folgende Parameter charakterisiert:

- Häufigkeit der Jagdausübung pro Jahr
- jährliche Jagdstrecke pro Flächeneinheit
- Länge der Jagdzeit
- jagdbare Vogelarten
- Anzahl der aktiven Jäger in einem Gebiet pro Jagdtag/Saison
- Anzahl der abgegebenen Schüsse/h oder Schüsse/Jagdsaison
- angewandte Jagdmethoden

Unabhängig davon, welche Kennzahlen man verwendet, ist die Jagdintensität bei der Wasservogeljagd in Deutschland wesentlich niedriger als in vielen europäischen Nachbarländern oder in Übersee. BELL & OWEN (1990) verglichen die Störungsintensität durch die Wasservogeljagd in verschiedenen Ländern Europas. Hierfür bildeten die Autoren einen Index aus Länge der Jagdzeit x Jägerdichte pro Flächeneinheit. Dabei belegte Deutschland, damals noch getrennt in Ost- und Westdeutschland, mit einem Index von 556 (Ost) bzw. 1.612 (West) einen Platz im unteren Mittelfeld hinter Ländern wie Schweden (1.953), Bulgarien (2.057), Finnland (2.810), Griechenland (2.876), Großbritannien (3.744) und Holland (4.523). Die stärkste Störung durch die Wasserjagd bestand in Frankreich (6.855) und Dänemark (11.316). Ähnlich groß waren die Unterschiede bei der Entenstrecke/km<sup>2</sup>, die beim Spitzenreiter Dänemark pro Flächeneinheit etwa 15 Mal so hoch war wie in Deutschland (BELL & OWEN 1990).

Dass eine intensive Bejagung mit gravierenden Störungen von Rastvogelbeständen verbunden ist, die erhebliche Auswirkungen

auf die Verteilung und das Verhalten von Wasservögeln haben kann, ist durch viele Untersuchungen belegt (vgl. u.a. MELTOFTE 1978, 1982, MAHER 1981, THOMAS 1976, FRENZEL & SCHNEIDER 1987, MEILE 1988, unveröffentl.).

So führte der hohe Jagddruck im dänischen Jütland zu Bestandsverlagerungen von Enten in jagdfreie Bereiche. Nach Angaben von MELTOFTE (1982) konzentrieren sich dort während der Jagdzeit 90 % aller Enten auf 20 % der Flachwasserbereiche, in denen die Jagd ruht.

Nach massivem Beschuss am 1. Jagdtag verließen in einem australischen Feuchtgebiet fast alle anwesenden Wasservogel das betroffene Gebiet (MAHER 1981).

Auch in anderen Gebieten mit hoher Jagdintensität wie den englischen Ouse Washes ergaben vergleichende Zählungen in einer Jagdruhezone mit einem bejagten Gebiet deutlich höhere Wasservogelbestände in den unbejagten Bereichen, insbesondere bei Pfeif- und Stockenten, während nach der Jagdzeit ein gegenläufiger Trend beobachtet wurde (THOMAS 1976).

Jagdlich bedingte Verlagerungen von Wasservogelbeständen von bejagten zu unbejagten Buchten wurden auch am nordirischen Lough Ness festgestellt, wobei die Zählungen allerdings aus unterschiedlichen Jahren stammten (Doss Bay 1997/98, Brockish Bay 1998/99). Hier gab es ebenfalls nach der Jagdzeit einen gegenläufigen Trend (EVANS & DAY 2002).

Im Ermatinger Becken (Bodensee) verdoppelte sich der Wasservogelbestand nach der Ausweisung des Gebietes als Jagdruhezone. Dieser sprunghafte Anstieg im ersten Winter nach dem Jagdverbot war jedoch nicht zuletzt Folge des ungewöhnlich hohen Wasserstands, durch den sich die beiden Massenarten Tafel- und Reiherente zur Nah-

runngssuche in das Ermatinger Becken verlagerten (FRENZEL & SCHNEIDER 1987). Die starke Bejagung beeinflusste die Raumnutzung der Wasservögel in diesem nahrungsreichen Flachwasserbereich, wobei es hier jedoch unterschiedliche Bewertungen gibt. Nach SCHNEIDER (1986) verließ bei der Jagdausübung - mit Ausnahme von Blässhühnern und Höckerschwänen - ein Großteil der Wasservögel das Gebiet. Besonders störungsempfindlich waren Schnatterenten und Singschwäne, dagegen schien die Jagd keinen Einfluss auf die Anzahl der Stockenten zu haben (SCHNEIDER 1986). Nach dem ausführlichen und differenzierteren Gutachten von MEILE (1988, unveröffentl.) beeinflusste die Jagd im Ermatinger Becken die Verteilung von ruhenden Tauchenten und von nahrungssuchenden Schnatter-, Krick-, Stock- und Spießenten. Weniger oft als vermutet und nur bei hoher Jagdaktivität gleichzeitig auf mehreren Sektoren wurden auch die Singschwäne und Brachvögel zum Ausweichen auf andere Teile des Beckens gezwungen, seltener gar zum Verlassen desselben (MEILE 1988, unveröffentl.).

Um den Jagddruck zu verringern, wurde im Ermatinger Becken versuchsweise für zwei Jahre eine jagdfreie Zone eingerichtet. Bei ansonsten unverändert hoher Jagdintensität in der angrenzenden Jagdzone reichte diese Maßnahme aber nicht aus, um die von der Jagd ausgehenden Störungen ausreichend zu minimieren (MEILE 1988, unveröffentl.). Bei diesem Versuch wurde jedoch lediglich die bejagte Fläche verringert und der intensive Jagdbetrieb auf der Restfläche uneingeschränkt weitergeführt (keine Begrenzung der Anzahl Jagdtage/Jäger, unlimitierte Tagesstrecke, weiterhin sämtliche Jagdmethoden erlaubt, auch sehr störungssensitive wie die Jagd aus vorgelagerten Tennen oder von Booten).

Eine hohe Intensität der jagdlichen Störung ist typisch für die Entenjagd in Lizenzjagdsystemen. Dieses drückt sich z.B. in der Anzahl der Schüsse aus. Es entspricht durchaus den Erwartungen, dass durch Salven von bis zu 1.800 Schuss pro Stunde wie an der dänischen Küste (MELTOFTE 1978, 1982) selbst weniger störungsempfindliche Vogelarten zwangsläufig das Gebiet verlassen. Gegenüber dieser Jagdintensität könnte der Rohrsee fast noch als Jagdruhezone gelten, denn hier fallen bei der Entenjagd weniger Schüsse pro Jahr als an der dänischen Küste pro Stunde.

Auch einzelne Extrembeispiele aus Deutschland wie der Massenabschuss von Enten an Lockfütterungen (LINDEROTH 1993a) oder die „Belchenschlacht“ im Ermatinger Becken (JACOBY 1974, MEILE 1988, unveröffentl.) sind weder im Hinblick auf die Jagdintensität noch hinsichtlich der damit verbundenen Störungen repräsentativ für die Wasservogeljagd in Deutschland. Daraus kann nicht abgeleitet werden, ob bzw. in welcher Form sich die „Durchschnittsjagd“ auf die Vögel auswirkt. Die auch in neueren Arbeiten zum Bodensee (vgl. z.B. BAUER et al. 2002) noch als Beispiel für die jagdliche Störwirkungen aufgeführte Wasserjagd im Ermatinger Becken ist heute allenfalls von historischem Interesse. Die Jagdstatistik (Abb. 33) macht deutlich, dass dieser Extremfall mit der heutigen jagdlichen Realität in Baden-Württemberg nichts gemeinsam hat. Im Vergleich zur heutigen Durchschnittstrecke bei der Entenjagd pro Revier und Jahr war die Jahresstrecke im Ermatinger Becken etwa um den Faktor 170 bis 760 größer und dementsprechend natürlich auch mit einem wesentlich höheren Störungsniveau für die Rastvögel verbunden. Das Manko einiger Arbeiten (z.B. SCHNEIDER 1986, FRENZEL & SCHNEIDER 1987, BAUER et al. 2002) ist die ungenügende Differenzierung



des Begriffs Jagd und die unkritische Verallgemeinerung von Ergebnissen, die unter extremem Jagddruck gewonnen wurden

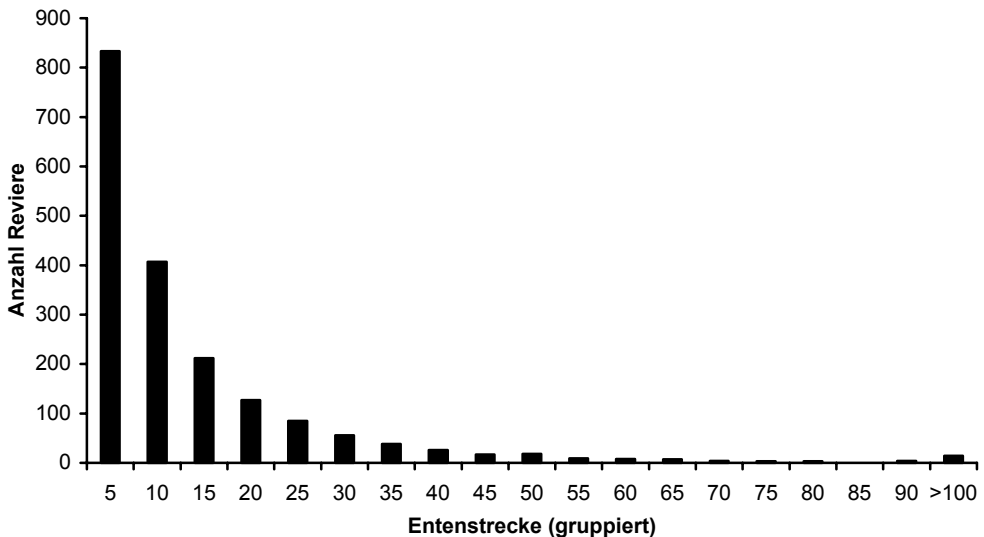
**Tab. 12: Kennzahlen zur Intensität der Entenjagd in Baden-Württemberg im Jagdjahr 2004/05**

Gesamtentenstrecke Baden-Württemberg	22.083
Strecke/km <sup>2</sup> Jagdfläche	0,65 Enten/km <sup>2</sup>
Jagdbezirke mit Entenstrecke	1.871 Jagdbezirke
Strecke > 100 Enten	14 Jagdbezirke
mittlere Jahrestrecke pro Revier	11,8 Enten
maximale Strecke pro Jagdbezirk	286 Enten

Zieht man als Parameter für die Jagdintensität die jährliche Entenstrecke (Abb. 33) heran, repräsentiert die Bejagungsstärke am Rohrsee die durchschnittlichen jagdlichen

Verhältnisse im Land. Im Jagdjahr 2004/05 wurden in Baden-Württemberg in 1.871 Revieren insgesamt 22.082 Enten erlegt ( $\bar{x}$  11,8 Enten pro Jagdbezirk). In 2/3 dieser Reviere lag die jährliche Entenstrecke mit 1-10 Enten auf einem vergleichbar niedrigen Niveau wie am Rohrsee. Nur in 2,8 % der Jagdbezirke wurden Jahresstrecken von mehr als 50 Enten/Jahr erreicht (38 Reviere 51-100 Enten, 14 Reviere > 100 Enten).

Die im Vergleich zur Literatur (Tab. 11) deutlich geringere Jagdintensität im Durchschnittsrevier in Baden-Württemberg verursacht auch entsprechend geringere Störungen durch die Schussabgabe an Gewässern. Legt man die bei verschiedenen Studien im Land ermittelten Schussleistungen (Spanne von  $\bar{x}$  2,0 Schuss pro erlegter Ente am Bodensee, MEILE 1988, unveröffentl. bis  $\bar{x}$  7,8 Schuss pro erlegter Ente am Rohrsee) zugrunde, so kann die schussbedingte Störung bei der Entenjagd in Baden-Württemberg ( $\bar{x}$  Jahrestrecke pro Revier 12 Enten) im Durchschnitt auf 25 bis 100 Schuss pro Revier und Jahr veranschlagt werden.



**Abb. 33: Jährliche Entenstrecke pro Jagdbezirk in Baden-Württemberg im Jagdjahr 2004/2005**

### 6.5.2. Studien zur jagdlichen Störung aus Deutschland

Aus Deutschland liegen vergleichsweise wenige Untersuchungen zum Störeinfluss der Entenjagd auf den Rastvogelbestand vor (ZIEGLER & HANKE 1988, JETTKA 1986, GEIERSBERGER & ZACH 1997, BEZZEL & GEIERSBERGER 1998, REICHHOLF 2002). Leider fehlen in diesen Studien meist konkrete Angaben zur Art und Intensität der Jagdausübung.

REICHHOLF (2002) kalkulierte aus dem Vergleich von Wasservogelzählungen und dem Anteil der jeweils bejagten Fläche einen durchschnittlich etwa 60%igen Vertreibungseffekt durch die herbstliche Entenjagd an den vier Innstauseen in Bayern. Damit verbunden war eine Verminderung des möglichen Artenspektrums. Während im mäßig bejagten Staubereich mit etwa einem Drittel bejagter Fläche 32 Wasservogelarten vorkamen, konnten bei denselben Wasservogelzählungen in den auf ganzer Fläche bejagten Staustufenbereichen nur 21 Arten nachgewiesen werden.

ZIEGLER & HANKE (1988) studierten den Einfluss der jagdlichen Störung auf den Stockentenbestand in der Haverner Marsch (Niedersachsen). In diesem aus 10 Kieseen mit rund 85 ha Wasserfläche bestehenden Schutzgebiet verdoppelte sich der Stockentenbestand trotz regulärer Entenjagd innerhalb von 7 Jahren von 652 (mittlerer Tagesbestand 1979) auf 1.298 (mittlerer Tagesbestand 1986). Es bleibt offen, wie häufig und intensiv in diesem Gebiet gejagt wurde, aber nach den langjährigen Zählreihen (1978-1985) war der Vertreibungseffekt durch die Jagd nicht gravierend. Gegenüber dem Maximalbestand von 870 Ind. vor Beginn der Jagdzeit in der 49. Pentade (29.8.-2.9.) verringerte sich der Bestand nach Aufgang der

Jagd im langjährigen Mittel um maximal 20 %. Die Bejagung nahm zwar Einfluss auf die Bestandsentwicklung, aber es kam hier nicht zu den bei anderen Untersuchungen festgestellten Bestandseinbrüchen. Im Durchschnitt war der Stockentenbestand in der Haverner Marsch zur Jagdzeit etwa 10 % niedriger als das Ende August erreichte Jahresmaximum (ZIEGLER & HANKE 1988).

1986 wurde in der Haverner Marsch versuchsweise eine Bejagung mit regelmäßigem Wechsel von Jagdwochen und Nichtjagdwochen im Zeitraum vom 1.9. bis 15.11. ausprobiert. Erwartungsgemäß lagen die Mittelwerte des Stockentenbestands in den Jagdwochen signifikant niedriger als im Gesamtzeitraum, allerdings nur auf einem Signifikanzniveau von 5 % (t-Test). Trotz regelmäßiger jagdlicher Störung erwies sich der jagdliche Vertreibungseffekt als vergleichsweise gering. Der Bestand stieg (nach Abb. 1 in ZIEGLER & HANKE 1988) von ca. 1.000 in der 49. Pentade Anfang September 1986 auf einen Maximalwert von ca. 1.700 Individuen am 10. September. Obwohl das NSG von Anfang September bis Mitte November mindestens fünf Mal bejagt wurde, fielen die Pentadenzählungen zur Jagdzeit nicht unter 850 Vögel (Minimum Mitte Oktober 1986). Grund hierfür waren die schnellen Wiederaufbauarten des Bestands von ca. 70 % bis über 100 % während der jagdfreien Wochen. Nach Vergleichszählungen wich ein Teil der Stockenten während der Jagdwochen auf umliegende Gewässer außerhalb des NSG aus. Nach dem Ende der Jagdwochen Mitte November war der Stockentenbestand im NSG genau so groß wie der Ausgangsbestand Ende August vor der Jagdzeit (ZIEGLER & HANKE 1988).

Nachhaltiger wirkte sich der jagdliche Vertreibungseffekt im bayrischen NSG Rötelseeweiler aus (GEIERSBERGER & ZACH

1997). Hier reduzierte bereits eine Entenjagd am 3.9.1989 den Stockentenbestand auf dem Letten- und Angerweiher von 770 auf 45 Individuen. Zwar stieg der Bestand innerhalb von 10 Tagen wieder auf 280 Individuen, aber er verharrte auch in der 2. Septemberhälfte auf niedrigem Niveau (100-200). Im Jahr 1986 fanden am Letten- und Angerweiher vier Entenjagden im September mit „bis zu 100 Jägern“ statt. Der Stockentenbestand sank nach der 1. Jagd am 1.9. 1986 von 550 auf Null, erholte sich wieder etwas auf max. 180 Vögel und verharrte nach der 3. Jagd am 13.9. 1986 für den Rest des Septembers bei unter 10 Individuen (GEIERSBERGER & ZACH 1997).

Die Studie vom NSG Rötelseeweiher (GEIERSBERGER & ZACH 1997) ist von allen dem Verfasser bekannten Arbeiten die einzige, die sich mit der Schnatterente in einem ähnlichen Lebensraum beschäftigt. Das NSG Rötelseeweiher ist ein Teichgebiet in der Oberpfalz mit mehreren Weihern (Großer Rötelsee, Kleiner Rötelsee, Letten- und Angerweiher) mit einer Gesamtfläche von ca. 190 ha. In diesem Gebiet dominiert zwar die Stockente (Maxima 400-1.200), aber auch die Schnatterente spielt eine gewisse Rolle (Monatsmittel im September ca. 150). Leider enthält auch die Arbeit von GEIERSBERGER & ZACH (1997) weder konkrete Angaben zum Ausmaß der jagdlichen Störung wie z.B. die Jagdstrecke/Jahr, die Anzahl der Schüsse oder die Jagdmethoden noch Angaben zu sonstigen menschlichen Störungen in diesem Gebiet. Das in der Einleitung angekündigte „systematische Jagdmonitoring“ beschränkt sich letztlich auf die Information, dass in dem Gebiet jährlich 5 bis 9 Wasservogeljagden mit 3 bis 100 Jägern stattfanden.

Wenn es um die Beurteilung der jagdlichen Störung geht, sind nähere Informationen über die Jagdintensität aber unabding-

bar, denn ein Teil der vorhandenen Enten wird nicht vertrieben, sondern erlegt. So berichtet JETTKA (1986) von einer Entenjagd in einem westfälischen Revier, bei der von den 650 vorhandenen Stockenten in einem 110 ha großen Areal 256 Stockenten an einem Jagdtag erlegt wurden. Die Strecke entspricht fast 40 % des vorhandenen Stockentenbestands, d.h. 60 % des Ausgangsbestands (ca. 400 Stockenten) wurden vertrieben. Trotz dieses erheblichen Eingriffs wurden bereits drei Tage nach der Jagd wieder 100 Stockenten gezählt. 23 Tage nach der Jagd wurden 550 Enten gezählt, also 150 Enten mehr, als bei der 1. Jagd vertrieben wurden (JETTKA 1986). Es kann nur darüber spekuliert werden, warum der Vertreibungseffekt bei nur einem jagdlichen Eingriff am Letten- und Angerweiher im September 1989 (GEIERSBERGER & ZACH 1997) noch größer war. Eine mögliche Erklärung für den sehr zögerlichen Wiederaufbau des Stockentenbestands am Letten- und Angerweiher wäre, dass ein Großteil des vorhandenen Entenbestands bei dieser Jagd gar nicht vertrieben, sondern erlegt wurde.

Häufigere kleinere Jagdaktivitäten an einem Gewässer können in ihrer Summe deutlich stärkere Störungen verursachen als eine großangelegte Gesellschaftsjagd (BEZZEL & GEIERSBERGER 1998). Am oberbayerischen Staffelsee (766 ha) wurde die Wasservogeljagd bis 1995/96 nur einmal im Jahr als Gesellschaftsjagd mit ca. 30 Schützen im November durchgeführt. Danach wurde die Entenjagd umgestellt auf die Einzeljagd, die zwar von weniger Schützen, dafür aber weit- aus häufiger ausgeübt wurde (15 Jagdtage von September bis Dezember). Zwar war die Jagdintensität bei der ganztägigen Gesellschaftsjagd, bei der sowohl von Booten als auch vom Ufer aus gejagt wurde, beträchtlich (max. Tagesstrecke 296 Blässhühner 1995/96, 146 Stockenten 1994/95). Trotz

dieser erheblichen Entnahmen, die in einer Größenordnung von maximal 65 % (Stockente) bis 80 % (Blässhuhn) der Novemberzählungen dieser Arten lagen, wirkte sich dieser Eingriff aber geringer auf den Herbstbestand aus als die Einzeljagd. Während der Wasservogelbestand am Staffelsee bei der Bejagungsmethode Gesellschaftsjagd im Zeitraum 1982 bis 1996 im Mittel im November (Bestandsmittel 1.800) bzw. Dezember (Bestandsmittel 2.000) gipfelte, verhinderte die höhere Bejagungsfrequenz (bei ähnlicher Streckengröße) der Einzeljagd mit mindestens 15 Jagdtagen bis Ende Dezember 1996 die Entwicklung eines Herbstgipfels. Daraus schließen die Autoren, dass die ganztägige Gesellschaftsjagd geringere negative Auswirkung auf die saisonale Rastplatznutzung hatte als eine Vielzahl kleinerer Jagdereignisse (BEZZEL & GEIERSBERGER 1998).

Die Ergebnisse der wenigen Untersuchungen zur Störwirkung der Jagd an kleinen Binnengewässern wie dem Rohrsee weichen deutlich voneinander ab. Während im NSG Rötelseeweiher (GEIERSBERGER & ZACH 1997) bereits eine Jagd genügte, um den Stockentenbestand im September nachhaltig abzusenken, ließen sich die Stockenten im NSG Häverner Marsch auch durch fünf Jagden nicht aus dem Gebiet vertreiben (ZIEGLER & HANKE 1988). Offen bleibt bei diesen Arbeiten, welchen Einfluss die Jagd auf andere Arten als die Stockente hatte. Ein Vergleich der Entwicklung des Schnatterentenbestands nach der jagdlichen Störung vom Rohrsee und dem NSG Rötelseeweiher ist nicht möglich. Denn GEIERSBERGER & ZACH (1997) beschreiben zwar detailliert die Stagnation des Stockentenbestands in den Tagen nach der Jagd, aber sie gehen nicht darauf ein, wie sich der Bestand der ebenfalls regelmäßig gezählten Schnatterenten nach der Jagd entwickelte. So bleibt unklar, wie schnell die Schnatterenten nach der

jagdlichen Störung zurückkehrten. Stattdessen wird die langfristige Bestandsentwicklung der Schnatterente in diesem Gebiet dargestellt. Das Septembermittel der Schnatterente stieg im NSG Rötelseeweiher von ca. 25 Ind. im Zeitraum 1977-1988 (mit Jagd) signifikant auf ca. 150 Ind. im Zeitraum 1989-1995 (ohne Jagd). Daraus schließen die Autoren, dass die Rastkapazität des UG in den Jahren mit Jagd nicht ausgeschöpft werden konnte und ohne Jagd mehr Wasservögel das Gebiet nutzen können. Den signifikanten langfristigen Anstieg des Schnatterentenbestands nach Einstellung der Jagd 1989 führen die Autoren allein auf den Wegfall der jagdlichen Störung zurück (GEIERSBERGER & ZACH 1997).

Ob man aus den Zählergebnissen solch weitreichende Schlussfolgerungen ziehen kann, ist fraglich. Die Autoren verwenden bei der Schnatterente eine Zeitreihe von 19 Jahren. In diesem langen Zeitraum (1977 bis 1995) hat die Schnatterente (und andere Wasservogelarten) an vielen deutschen Gewässern signifikant zugenommen - und zwar auch dort, wo eine Wasservogeljagd stattfand. Am Rohrsee haben sich die Bestandsmaxima der Schnatterente in dieser Zeitspanne (1977 bis 1988: Max. ca. 10 bis 80; 1989 bis 1995: Max. ca. 30 bis 600) etwa verdreifacht (vgl. Abb. 34), obwohl dort gejagt wurde (HEINE et al 2001). Bei bundesweit rasch zunehmenden Arten wie der Schnatterente mit jährlichen Zuwachsraten in der Größenordnung von 10 % (SUDFELDT et al. 2003) sind signifikante Bestandssteigerungen auch an anderen geeigneten Gewässern zu erwarten - mit oder ohne Jagd.

Zudem übersehen GEIERSBERGER & ZACH (1997) bei der Interpretation ihrer Schnatterentenzahlen, dass die positive Entwicklung im NSG Rötelseeweiher nach der Jagdruhe 1989 gegenläufig zur gleichzeitigen Bestandsabnahme im ca. 130 km ent-

fernten Ismaninger Teichgebiet verlief. Während dort der Bestand wegen Entfall der Nahrungsgrundlage 1990 zusammenbrach, stieg er im untersuchten NSG an (vgl. Abb. 4 und 7 in GEIERSBERGER & ZACH 1997). Diese gegenläufige, zeitgleiche Entwicklung kann natürlich Zufall sein. Aber es kann auch nicht ausgeschlossen werden, dass ein Zusammenhang zwischen der Zunahme im NSG und der parallel verlaufenden Abnahme im Ismaninger Teichgebiet bestanden hat. Möglicherweise hat sich ein Teil des Schnatterentenbestands von den Ismaninger Teichen zum NSG Rötelseeweiher verlagert.

Weder die Ergebnisse vom Rohrsee noch vom Rötelseeweiher können verallgemeinert werden. Es handelt sich um Fallstudien, die zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen. Betrachtet man die starken jährlichen Bestandsschwankungen der Schnatterente am Rohrsee bei vergleichbarer Jagdintensität in den 1990er Jahren (Abb. 34), so kann die Rastkapazität eines Gewässers nicht generell auf die einfache Formel „mit Jagd weniger Schnatterenten, ohne Jagd mehr Schnatterenten“ reduziert werden. Am Rohrsee konnte weder nach einjähriger noch nach fünfjähriger Jagdruhe ein Anstieg des Schnatterentenbestands festgestellt werden. Bei der Stockente nahm der Bestand im Jahr der Jagdruhe im Vergleich zu den beiden Vorjahren mit Jagd sogar signifikant ab. Auch der Vertreibungseffekt direkt nach der jagdlichen Störung war am Rohrsee deutlich

geringer als im NSG Rötelseeweiher. Legt man als Ausgangsgröße die jeweils letzte Stockenzählung vor der Jagd zugrunde, so dauerte es am Rohrsee maximal vier Tage, bis der Ausgangsbestand nach der Jagd wieder erreicht bzw. übertroffen wurde (Abb. 5).

Nachweislich kann eine hohe Jagdintensität die Rastkapazität eines Gewässers vermindern (vgl. 6.5.1.). Dennoch ist nicht jede jagdliche Aktivität mit einer Verminderung der Rastkapazität verbunden und die Einstellung der Jagd führt nicht automatisch zu einem Anstieg des Rastbestands. Und selbst ein hochsignifikanter Bestandsanstieg nach Jagdruhe an einem Gewässer belegt nicht, ob hier überhaupt ein ursächlicher Zusammenhang besteht. Denn es ist durchaus möglich, dass dieses Bestandswachstum auch mit dem Faktor Jagd zustande gekommen wäre, z.B. weil die Art insgesamt zugenommen hat. Darauf weist die Bestandskurve der Schnatterente am Rohrsee im Zeitraum 1977-1995 hin (Abb. 34), die eine auffällige Parallelität zum Verlauf am Rötelseeweiher zeigt. Auch am Rohrsee stagnierte der Herbstbestand bis Ende der 1980er Jahre auf einem gleichbleibend niedrigem Niveau von unter 50 Individuen und stieg danach sprunghaft an - obwohl hier weiter gejagt wurde. Die Vermutung liegt nahe, dass auch am Rötelseeweiher die Jagdruhe nicht der einzige Grund für den Anstieg des Schnatterentenbestands war.

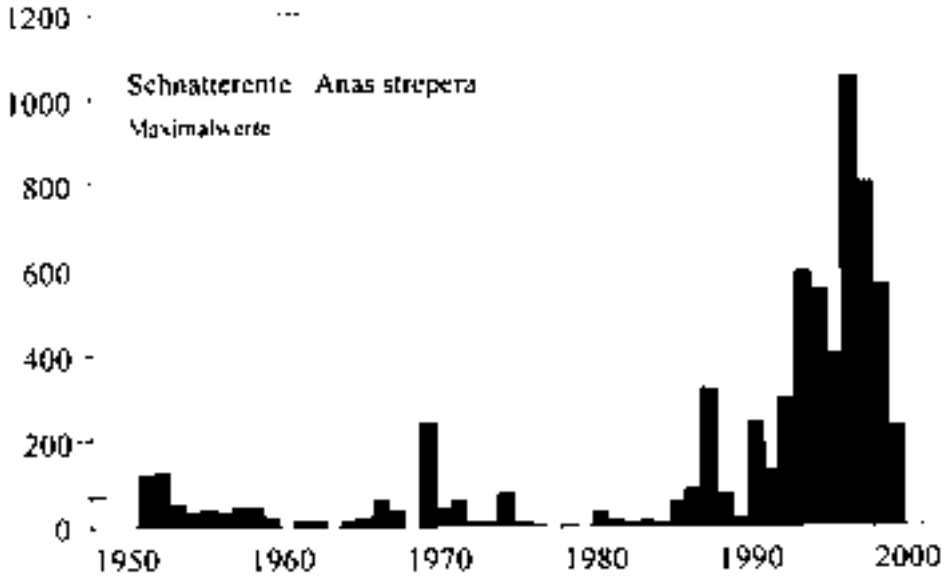


Abb. 34: Entwicklung der maximalen Herbstbestände der Schnatterente am regelmäßig bejagten Rohrsee von 1953 bis 2001 (Grafik aus HEINE et al. 2001)

### 6.6. Einfluss des Nahrungsangebots auf die Größe von Rastbeständen

Schwankungen von Vogelbeständen sind - unabhängig von menschlichen Störungen - der biologische Regelfall. Die Bestandsgröße und Verteilung des Rastbestands in einem Gebiet hängt von vielen weiteren Einflussgrößen ab, u.a. von

- Größe und Verfügbarkeit des Nahrungsangebots (indirekt auch über die Witterung, z.B. Vereisung oder den Wasserstand)
- Zugphänologie (früher oder später Beginn, regional geringer oder starker Einflug)
- lokalen oder regionalen Bestandsverlagerungen
- langfristigen Bestandstrends einer Art

Dementsprechend können Größe, Zusammensetzung und Verteilung von Vogelbeständen von Jahr zu Jahr deutlich variieren (z.B. REICHHOLF 2002, BAUER et al. 2002, SUDFELDT et al. 2002, WAHL et al. 2003). Der Faktor menschliche Störung, zu dem auch die Jagd zählt, darf hierbei nicht überbewertet werden. Dass die Jagdruhe in einem Gebiet nicht zwangsläufig mit einem Anstieg des Vogelbestands verbunden ist, musste REICHHOLF (1978) am Unteren Inn feststellen. Statt des erwarteten Anstiegs nach Einstellung der Jagd sank der Rastbestand in diesem Gebiet, weil ein starkes Hochwasser im August 1977 zu einem weitgehenden Verlust der Nahrung der Wasservögel geführt hatte.

Dagegen wurde im Ermatinger Becken bereits im ersten Jahr mit Jagdruhe eine Verdoppelung des Rastbestands in diesem

Gebiet festgestellt. Diese stürmische Entwicklung ging jedoch vorwiegend auf eine Verlagerung der beiden Massenarten Tafel- und Reiherente zurück, die aufgrund des ungewöhnlich hohen Wasserstands ihre Nahrungsgründe im See nicht mehr erreichen konnten und deshalb auf die Flachwasserbereiche des Ermatinger Beckens ausweichen mussten (FRENZEL & SCHNEIDER 1987). Auch hier spielte das Nahrungsangebot also eine entscheidende Rolle. Gänzlich unerwähnt blieb in dieser Arbeit, dass es am Ende dieses Winters 1985/86, der ersten Saison ohne Bejagung im Becken seit mindestens 500 Jahren, zu einem Massensterben von Wasservögeln kam (KALCHREUTER & GUTHÖRL 1997). Nach einer längeren Frostperiode verhungerten im Ermatinger Becken mindestens 600 Vögel (MEILE 1988, unveröffentl.) und am angrenzenden Hochrhein zwischen 2.700 und 6.200 Wasservögel, wobei insbesondere Tauchenten und Blässhühner betroffen waren (SUTER & VAN EERDEN 1992). MEILE (1988, unveröffentl.) führt dieses Massensterben allein auf die Witterungsverhältnisse zurück. Dagegen gehen KALCHREUTER & GUTHÖRL (1997) davon aus, dass es mit Bejagung nicht zu einem Massensterben dieses Ausmaßes gekommen wäre, weil die Jagd einen Teil der Vögel vorher entnommen hätte und mit Bejagung die Nahrungskapazität des Gebiets durch eine andere Verteilung der Rastvögel nicht so schnell erschöpft gewesen wäre.

Solange das Nahrungsangebot attraktiv ist, zeigen sich Wasservögel auch bei ihrer Habitatwahl flexibel. Es spielt dabei keine Rolle, ob es sich um einen natürlichen Lebensraum wie das Wattenmeer oder einen anthropogen geschaffenen Lebensraum wie z.B. eine Staustufe, eine Kläranlage oder eine Grünfläche der Intensivlandwirtschaft handelt. Die deutliche Zunahme vieler Rastvogelbestände in Deutschland in den letzten

30 Jahren wäre ohne die anthropogen bedingte Erhöhung des Nahrungsangebots nicht möglich gewesen (LINDEROTH 2001). Andererseits werden solche künstlichen Lebensräume aber auch schnell wieder aufgegeben, wenn die Nahrungsquelle versiegt. Wie bereits erwähnt, brach das ehemals größte Rastvorkommen der Schnatterente in Bayern an den Ismaninger Versickerungsflächen innerhalb weniger Jahre zusammen, als ein Klärwerk mit verbesserter Klärtechnik die Eutrophierung dort beendete.

Auch die Toleranz von Vögeln gegenüber jagdlichen Störungen ist maßgeblich von der Nahrungskapazität abhängig. Je bessere Ernährungsbedingungen eine Art an einem Ort vorfindet, desto stärker hält sie daran fest (KALCHREUTER & GUTHÖRL 1997). Selbst ein extremer Jagddruck wie in der Camargue (TAMISIER 1985, DEHORTER & TAMISIER 1997) kann die Wasservögel nicht davon abhalten, diese bevorzugten Nahrungsplätze immer wieder aufzusuchen. So erklärt sich, warum dort seit Jahrzehnten solch hohe Entenstrecken erzielt werden. Der Anziehungskraft des Futters konnten sich die Enten auch an den regelmäßig bestückten Getreidekarrungen (Lockfütterung) an einem kleinen Gewässer eines Jagdreviers am Südlichen Oberrhein nicht entziehen. Jeden Abend kehrten die Stockenten in großer Zahl zu diesen Futterstellen zurück, obwohl dort pro Jagdsaison mehr als Tausend geschossen wurden (LINDEROTH 1993a). Am Bodensee wurde das Nahrungsangebot an attraktiven Nahrungsplätzen in der Rheinrinne und dem Seerhein zu fast 100 % genutzt, obwohl gerade an diesen Stellen fast alltäglich gejagt wurde. So ließ sich das Blässhuhn selbst durch intensivste Bejagung nicht von seinen bevorzugten Nahrungsplätzen vertreiben (MEILE 1988, unveröffentl.).

Die seit Anfang der 1960er Jahre regelmäßig durchgeführten Wasservogelzählungen am Bodensee (HEINE et al. 1999, BAUER et al. 2002) zeigen eindrücklich, dass das Nahrungsangebot nicht nur Einfluss auf die Gesamtgröße, sondern auch auf die Artenzusammensetzung des Winterbestands nimmt. Durch die Erhöhung des Nahrungsangebots aufgrund der Eutrophierung sowie der Einschleppung und anschließenden Massenvermehrung der amerikanischen Dreikantmuschel (*Dreissena*) haben sich die Wintersummen der Wasservögel am Bodensee innerhalb von 30 Jahren etwa vervierfacht: von ca. 300.000 Ind. Mitte der 1960er Jahre auf mehr als 1,3 Mio. Wasservögel Mitte der 1990er Jahre (HEINE et al. 1999). Bezogen auf die einzelnen Monate wies der Winterbestand in einem Zeitraum von 35 Jahren mittlere Zuwachsraten pro Jahr von 3,85 % (September) bis 9,6 % (Januar) auf. Die höchsten Steigerungsraten wurden Ende der 1960er Jahre verzeichnet. Infolge der raschen, flächendeckenden Besiedlung des Bodensees durch *Dreissena* verdreifachte sich die Wintersumme des Rastbestands innerhalb von nur zwei Jahren von 300.000 (Winter 1968/1969) auf 900.000 Vögel (Winter 1970/1971) (HEINE et al. 1999). Diesen sprunghaften Anstieg, der vor allem durch die muschelfressenden Arten Reiher- und Tafelente verursacht wurde, konnte auch eine damals noch keinerlei eingeschränkte Jagd nicht verhindern. Aufgrund der Veränderungen im Nahrungsangebot hat sich auch das Artenspektrum am Bodensee in den letzten drei Jahrzehnten sehr stark zugunsten der Muschelkonsumenten verschoben, die inzwischen 80 % aller Individuen ausmachen (BAUER et al. 2002).

## 6.7. Diskussion der Zählergebnisse vom Rohrsee

Die übliche Methodik bei Störungsuntersuchungen, die auch im vorliegenden Fall verwendet wurde, ist der Vergleich von Zählergebnissen mit/ohne bzw. vor/nach der jagdlichen Störung. Denn sowohl der Wasservogelbestand als auch menschliche Störungen sind relativ genau mit verhältnismäßig geringem Aufwand zu erfassen. Dagegen können andere Faktoren wie das sich saisonal verändernde Nahrungsangebot nur mit erheblichem Aufwand quantifiziert werden, weshalb ihre Untersuchung i.d.R. unterbleibt. In den Studien zum Einfluss der Jagd auf den Vogelbestand (GEIERSBERGER & ZACH 1997, BEZZEL & GEIERSBERGER 1998, REICHHOLF 2002) wird unterstellt, dass ein direkter Zusammenhang zwischen der Bestandsgröße und der jagdlichen Störung an einem Gewässer besteht. Außerdem wird angenommen, dass keine anderen Faktoren signifikanten Einfluss auf die Bestandsgröße genommen haben.

Ein grundlegender methodischer Mangel aller Arbeiten zum Einfluss von menschlichen Störungen auf den Vogelbestand - einschließlich der vorliegenden - ist die fehlende individuelle Unterscheidung der Vögel. Eigentlich müsste der gesamte Rastvogelbestand an einem Gewässer markiert werden. Da dieses viel zu aufwendig und damit nicht praktikabel ist, muss sich die Betrachtung zwangsläufig auf den Vergleich von Zählergebnissen beschränken, die im engeren (Tage vor und nach der Jagd) und weiteren zeitlichen Zusammenhang mit der jagdlichen Aktivität (Jahre mit und ohne Jagd) gewonnen wurden. Ohne individuelle Markierung ist keine Unterscheidung zwischen Ausgangsbestand und neu hinzugekommenen Vögeln möglich. Insofern bleibt sowohl die Dynamik des Vogelzugs (Zu-



und Abgänge) als auch die lokale Wechselwirkung mit benachbarten Gewässern und Nahrungsflächen weitestgehend im Dunkeln. Zählungen an einem Gewässer können solche Zusammenhänge nicht klären, denn solange die Zahlen z.B. konstant sind, wird vereinfacht angenommen, dass der Bestand „stabil“ ist oder es sich bei den nach der Jagd zufliegenden Vögeln um „Rückkehrer“ handelt.

Die monokausale Verknüpfung des Faktors Jagd - häufig begrenzt auf die Information mit Jagd/ohne Jagd - mit den Zählergebnissen an einem Gewässer kann zu Fehleinschätzungen führen, wenn weitere mögliche Einflussfaktoren (wechselndes Nahrungsangebot, lokale Bestandsverschiebungen, allgemeine Zunahme der Art) dabei unberücksichtigt bleiben. Wenn es um die Bewertung des Vertreibungseffekts der Jagd geht, sind die im direkten zeitlichen Zusammenhang mit der jagdlichen Störung stehenden Zählergebnisse am aussagekräftigsten. Je näher die Zählungen an dem jagdlichen Eingriff liegen, desto wahrscheinlicher ist auch ein Zusammenhang der ermittelten Bestandsgrößen mit dem eigentlichen Störereignis. Umgekehrt wird es mit zunehmendem zeitlichen Abstand von der jagdlichen Störung bzw. dem Wegfall derselben immer unsicherer, ob überhaupt noch ein ursächlicher Zusammenhang zwischen diesem Störfaktor und der Bestandsgröße besteht. Anbetrachts der Vielzahl von möglichen Einflussfaktoren auf die Bestandsentwicklung an einem Gewässer ist es nicht zulässig, die Betrachtung auf einen einzigen Faktor, nämlich die Jagd, zu begrenzen.

Ebenso problematisch ist die Beschränkung der Betrachtung auf ein Gewässer. Denn auch ohne Einfluss menschlicher Störung kann es zu Bestandsverschiebungen zwischen den Gewässern in einem Gebiet kommen. Nur mit den Zählergebnissen des

Rohrsees wäre vermutlich gefolgert worden, dass allein die Störung durch die 2. Jagd im Jahr 2000 zu einer „nachhaltigen Vertreibung des Schnatterentenbestands“ geführt hat. Ohne Einbeziehung der benachbarten Gewässer in die Zählungen wäre gar nicht aufgefallen, dass die zufällig zeitgleich durchgeführte Ablassung des nahegelegenen Holzmühleweiher diesen Bestandsschwund maßgeblich beeinflusst hat.

Zumindest bei der Schnatterente ist davon auszugehen, dass eine Verlagerung des Bestands vom Rohrsee zum Holzmühleweiher auch ohne jagdlichen Einfluss stattgefunden hätte (vgl. 4.1.2.). Nach KALCHREUTER & GUTHÖRL (1997) gehören Erkundungsflüge in die nähere Umgebung von Rastgewässern zum normalen Verhaltensrepertoire von Enten. Dass Wasservögel neue Nahrungsquellen sehr schnell entdecken, bestätigen eigene Beobachtungen am ablaufenden Stockweiher und bei der raschen Wiederbesiedlung der ersten eisfreien Bereiche des Rohrsees nach längeren Kälteperioden im Winter.

Ob die Ablassung des Holzmühleweiher auch die Bestandsentwicklung anderer Arten nach der 2. Rohrseejagd beeinflusste, kann anhand der vorliegenden Daten nicht beurteilt werden. Etwa 75 % des Wasservogelbestands auf dem Rohrsee vor der 2. Jagd am 6.10.2000 fällt auf die beiden Hauptarten Blässhuhn und Schnatterente. Die Bestände der anderen dokumentierten Arten (letzte Zählung am Morgen des 6.10. vor der Jagd: 47 Stockenten, 67 Tafelenten, 24 Reiherenten, 29 Löffelenten, 14 Höckerschwäne, 10 Haubentaucher) sind zu gering und die Zählungen zu ungenau (Erfassungsfehler, Holzmühleweiher nur zum Teil einsehbar), um Verlagerungen erfassen zu können. Beim Höckerschwan (keine signifikante Änderung nach 2. Jagd) und beim Haubentaucher (signifikante Abnahme nach 2. Jagd) kann schon

die Nichterfassung (z.B. Vögel im Schilf) von wenigen Individuen das Ergebnis nach oben oder unten beeinflussen.

Bei der Bewertung der Bestandszahlen in den Jagddekaden müssen auch die Trends vor der jagdlichen Störung berücksichtigt werden. So ist es bei der Löffelente zweifelhaft, ob die Bestandsabnahme in den Tagen nach der 2. Jagd im Oktober 2000 tatsächlich jagdbedingt war. Denn ihr Bestand war schon in den Tagen vor der Jagd rückläufig (Abnahme von 59 auf 29 Ind.). Vermutlich fiel der Jagdtermin hier zufällig in einen bereits abnehmenden Trend. Dagegen wurde der Rückgang der Tafelente nach dieser Jagd mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die jagdliche Störung verursacht.

Eindeutig belegen die Zählergebnisse einen Vertreibungseffekt am Jagdtag selbst, denn hier kam es immer zu einem temporären Bestandseinbruch. Allerdings war dieser Vertreibungseffekt auch nach der 2. Jagd bei den sechs weniger häufigen Arten (Stock-, Löffel-, Tafel-, Reiherente, Höckerschwan, Haubentaucher) nicht nachhaltig. Die Zählung am Morgen nach dieser Jagd ergab annähernd 70 % des Ausgangsbestands dieser Arten vor der Jagd (Jagdtag 191, Folgetag 132). Der Schwund von 30 % geht vorwiegend auf die Tafelente zurück, denn hier fehlten am Morgen nach der Jagd 53 Individuen. Beim Vergleich des Ausgangsbestands (letzte Zählung am Morgen vor der Jagd) mit den Zählergebnissen nach der Jagd bleibt es mangels Markierung natürlich unklar, ob es sich um Rückkehrer oder Neuankömmlinge handelt. Allerdings liegen die Zahlen im Abstand von 24 Stunden - mit Ausnahme von Tafel- und Reiherente - so eng zusammen, dass ersteres wahrscheinlich ist (Höckerschwan 14/15, Haubentaucher 10/8, Stockente 47/46, Reiherente 24/16, Tafelente 67/14, Löffelente 29/33). Demnach hat es bei vier von sechs Arten nur 24 Stunden

gedauert, bis der Ausgangsbestand nach der Jagd wieder erreicht wurde.

Je nach Betrachtungszeitraum ergeben die Zählungen ein uneinheitliches Bild. Die Zählergebnisse 24 Stunden nach der 2. Jagd stehen im Widerspruch zu den Ergebnissen der Jagddekaden (5 Tage vor der Jagd; Jagdtag, 5 Tage nach der Jagd) und lassen Zweifel aufkommen, ob die in diesem Zeitraum festgestellten Bestandsrückgänge im Zusammenhang mit der jagdlichen Störung stehen. Es erscheint wenig plausibel, dass der Vogelbestand erst mit einer Verzögerung von einigen Tagen auf den jagdlichen Eingriff reagiert hat. Vielmehr wäre zu erwarten, dass sich der Vertreibungseffekt unmittelbar nach der jagdlichen Störung auch am stärksten auswirkt. Nach den Zählungen am Morgen nach der Jagd traten gravierende Bestandseinbußen aber nur bei der Tafelente und mit Einschränkungen bei der Reiherente (Wiederaufbaurrate 24 h nach der Jagd 67 %) auf.

Erwartungsgemäß die geringsten Störungen verursachte die 3. Jagd am Rohrsee im Oktober 2001, bei der nur wenige Schüsse fielen. Leider konnte der Jagdpächter bei dieser letzten Jagd nicht davon überzeugt werden, auf den Einsatz des Treiberboots zu verzichten. So war zwar die Störung durch die Schützen auf das Ostufer beschränkt, aber dennoch wurden die während der Jagd auf dem See verbliebenen Enten durch das Ruderboot aufgeschreckt. Ein gerade am Morgen dieses Jagdtages angekommener Tafelentrupp wurde vertrieben. Die Amplitude des Bestandsrückgangs nach dieser Jagd verläuft jedoch bei den meisten Arten deutlich flacher als nach den beiden anderen Jagden, bei denen mehr Schüsse abgegeben wurden. Die Bestände der beiden häufigsten Arten Blässhuhn und Schnatterente erreichten bzw. übertrafen bereits am Abend des

Jagdtags wieder die Höhe des Ausgangsbestands vor der jagdlichen Störung.

Betrachtet man die langfristige Entwicklung im gesamten Untersuchungszeitraum, zeigten die Bestandskurven von Blässhuhn und Schnatterente erhebliche jährliche Schwankungen mit einem Tief im Jahr 2001 (vgl. 4.3.). Die einzige Art mit einer signifikanten Zunahme im Jahr der Jagdruhe war das Blässhuhn. Beim Vergleich der Zählergebnisse aus den drei Jahren (Abb. 12) ergeben sich jedoch keine Anhaltspunkte für einen Zusammenhang zwischen der Bestandgröße und der jagdlichen Aktivität. Trotz vorangegangener jagdlicher Störung war der Bestand nach der 1. Jagd im September 2000 mit knapp 700 Individuen etwa um den Faktor 3 größer als zum selben Zeitpunkt vor der Jagd im Jahr 2001. Übereinstimmend verzeichneten die beiden Hauptarten Blässhuhn und Schnatterente ihr niedrigstes Bestandsniveau im 2. Halbjahr 2001. Der Blässhuhnbestand lag mit ca. 200 Individuen trotz weitgehender Störungsfreiheit weit unter den Herbstwerten der beiden anderen Jahre. Das Bestandstief von Juni bis Dezember 2001 kann nicht mit der Bejagung zusammenhängen, denn bei der einzigen Jagd im Oktober 2001 wurden nur drei Schüsse abgegeben. Diese Störung war viel zu schwach, um nachhaltigen Einfluss auf den Rastbestand zu nehmen. Bereits am Abend des Jagdtages war der Blässhuhnbestand wieder vollzählig. Insofern kann auch der Wegfall dieser geringfügigen Störung keine plausible Erklärung für die Vervielfachung des Blässhuhnbestands im darauffolgenden Herbst 2002 (Jagdruhe) sein.

Bei der Beurteilung der Auswirkungen von Störungen spielt zudem die Bindung der Vogelart an das Gewässer eine Rolle. Wie nachhaltig sich menschliche Störungen auf den Vogelbestand in einem Gebiet auswirken, hängt auch davon ab, welche Funktion

das Gewässer für die betroffene Vogelart hat. Fungiert das Gewässer lediglich als Ruheplatz, wird es bei Störungen schneller verlassen (MEILE 1988, unveröffentl.), denn hier finden die Vögel einfacher Ausweichgewässer in der Umgebung. Dieses ist am Rohrsee z.B. bei der Stockente der Fall. Die Art nutzt den Rohrsee zwar tagsüber unregelmäßig als Ruhegewässer (vor allem den Ufer- und Schilfbereich), aber die Stockente ist nicht auf den Rohrsee als Nahrungsgewässer angewiesen. Regelmäßige Nahrungsflüge am Abend wurden nur im Herbst zu den Getreidefütterungen des nahegelegenen Alpakahofs, einem Tiergehege mit vielen exotischen Entenarten, festgestellt. Möglicherweise erklärt die geringe Bindung der Stockente an den Rohrsee als Nahrungsgewässer ihre vergleichsweise ausgeprägten Fluchtreaktionen bei jagdlichen Störungen.

Für die beiden Hauptarten Blässhuhn und Schnatterente stellt der Rohrsee dagegen sowohl Ruhe- als auch Nahrungsplatz dar. Es gibt im näheren Umkreis keine Gewässer mit vergleichbar hohen Bestandszahlen. Das Blässhuhn verlässt den See selbst bei der Jagd nicht, sondern nimmt Zuflucht im Schilf. Auch die Schnatterente ist auf den Flachwassersee als Nahrungsgewässer angewiesen. Dieses würde erklären, warum sie nach jagdlichen Störungen so schnell wieder zum Rohrsee zurückkehrt (Kap. 4.1.). Die vier untersuchten Ausweichgewässer in der Umgebung können zwar als Ruheplatz fungieren, weil sie störungsarm sind. Aber bei normalem Wasserstand ist keines dieser Gewässer als Nahrungsplatz für die Schnatterente geeignet. Mangels Alternativen ist die Schnatterente gezwungen, zur Nahrungssuche an den Rohrsee zurückzukehren. Deshalb ist anzunehmen, dass sich die Art auch durch einen höheren Jagddruck als dem untersuchten nicht längerfristig vom Rohrsee vertreiben lassen würde (vgl. 6.6.).

Zusätzlich zu den eigenen Zählungen stehen am Rohrsee die langjährigen Zählergebnisse von HEINE et al. (2001, vgl. Abb. 34) zur Verfügung. Demnach schwankten die Herbstmaxima der Schnatterente am Rohrsee im Zeitraum 1990-99 zwischen ca. 30 (Tiefstand 1992) und 1.050 Individuen (Höchststand 1998). Eine Verdoppelung bzw. Halbierung des Schnatterentenbestands von einem Jahr zum anderen ist nicht ungewöhnlich. Im Extremfall (1992 auf 1993) liegen die Abweichungen von Jahr zu Jahr im Bereich von 1.000 %. Angesichts dieser Variationsbreite relativieren sich Betrachtungen bezüglich des Einflusses der Jagd auf die jährliche Bestandsgröße der Schnatterente an diesem Gewässer. Vielmehr ist aus den langjährigen Zählreihen zu schließen, dass die signifikanten Abweichungen nach oben oder unten nicht mit der Jagd zusammenhängen können. Denn der Faktor jagdliche Störung blieb in diesem Zeitraum unverändert auf geringem Niveau. Die Entenjagd wurde am Rohrsee in den 1990er Jahren immer nach derselben traditionellen Jagdmethode (Gesellschaftsjagd mit Einsatz von Treiberboot) mit vergleichbarer Intensität (15-30 Schützen, 1-3 Jagdtage/Jahr) in denselben Monaten (September/Oktober) durchgeführt. Die Jagdintensität war 1992 bei einem Herbstmaximum von 30 Schnatterenten nicht wesentlich größer als 1998 bei einem Herbstmaximum von 1.050 Schnatterenten. Die einzige plausible Erklärung für die extremen Bestandsschwankungen von Jahr zu Jahr ist der Wasserstand bzw. das nutzbare Nahrungsangebot.

Die Zählergebnisse im Untersuchungszeitraum 2000-2002 unterstützen dieses. Ein Zusammenhang zwischen der geringfügigen Jagdintensität und der jährlich variierenden Bestandsgröße von Schnatterente und Blässhuhn ist nicht erkennbar, denn

- der Bestand von Schnatterente und Blässhuhn lag trotz Verringerung der „shooting disturbance“ um den Faktor 30 im Herbst 2001 deutlich unter den Zahlen im Herbst 2000
- der Blässhuhnbestand war bei weitgehender jagdlicher Störungsfreiheit im Herbst 2001 um den Faktor 4 niedriger als im Herbst 2002
- die Bestandskurve der Schnatterentenmaxima verläuft im Herbst 2000 (2 Jagden) und 2002 (Jagdruhe) fast identisch
- beide Arten zeigten bei den Störversuchen keine größere Scheu nach den Jagden

Daraus ist der Schluss zu ziehen, dass die jagdliche Störung keinen Einfluss auf die Rastkapazität des Rohrsees für die Schnatterente und das Blässhuhn hatte. Das jährliche Auf und Ab der Bestandskurven dieser beiden Hauptarten wird von der Verfügbarkeit der Wasserkrauter bestimmt. Erhebliche Schwankungen ihrer Bestandszahlen sind auch in Zukunft zu erwarten. Die Jagdruhe wird nicht verhindern können, dass die Herbstbestände dieser beiden Arten in Jahren mit geringem Nahrungsangebot auf unter 100 zurückfallen. Selbst bei völliger Störungsfreiheit ist die Größe des Rastbestands grundsätzlich limitiert durch die wechselnde Nahrungskapazität eines Gewässers. Ob ein relativ kleines Binnengewässer wie der Rohrsee auch in Zukunft Spitzenwerte von über 1.000 Schnatterenten tragen und ernähren kann, wird in erster Linie von den Güllegaben und sonstigen Nährstoffeinträgen der örtlichen Landwirtschaft abhängen. Nach den Erfahrungen aus der Vergangenheit ist eine noch stärkere Eutrophierung des Sees, die letztlich die Grundlage der Nahrungskapazität für die beiden Arten Blässhuhn und Schnatterente bildet, ein durchaus realistisches Szenario. Ob dieses allerdings anderen

Arten wie dem bedrohten Schwarzhalstauer zuträglich ist, ist eine andere Frage.

## 6.8. Wasservogelmanagement in Deutschland

### 6.8.1. Rechtliche Grundlagen

Das „wise use“ Prinzip, d.h. die nachhaltige, jagdliche Nutzung von Zugvögeln, ist in allen internationalen Artenschutzabkommen (z.B. AEWA, Ramsarkonvention) und europäischen Richtlinien (EG-Vogelschutzrichtlinie, FFH-Richtlinie) verankert. Die Bejagung von Wasservögeln ist nach diesen Artenschutzabkommen eine völlig legitime Nutzung natürlicher Ressourcen (LINDEROTH 2004 a,b), auch wenn dieses von Befürwortern jagdlicher Restriktionen (BERGMANN 2002, HAUPT et al. 2002) in Frage gestellt wird. Gerade die häufig zitierte EG-Vogelschutzrichtlinie ist denkbar ungeeignet, um daraus allgemeine Jagdverbote für Zugvögel ableiten zu wollen. Auch wenn der Schutzaspekt manchmal in den Vordergrund gestellt wird (MITLACHER 1997, BERGMANN 2002), ist diese Richtlinie in erster Linie eine Jagdrichtlinie, denn sie setzt Mindeststandards bei den erlaubten Jagdmethoden (z.B. Verbot von Netzen und Leimruten), den Jagdzeiten (z.B. keine Bejagung während der Brutzeit) und dem bejagbaren Artenspektrum (Anhang II Arten) - auch für die Länder südlich der Alpen (LINDEROTH 2001).

Die Vorgaben aus Brüssel werden bei der Vogeljagd in Deutschland nicht nur erfüllt, sondern übertroffen, denn das nationale Jagdrecht ist restriktiver als das EU-Recht. Nach der EG-Vogelschutzrichtlinie dürften in Deutschland von den Enten auch die Schnatterente, die Löffelente und die Knäkenente bejagt werden, alles Arten, die heute bundesweit ganzjährige Schonzeit haben.

Von den 269 in der Vogelschutzrichtlinie aufgeführten Vogelarten dürfen 77 Vogelarten (Anhang II Arten) in der EU bejagt werden. Dagegen dürfen in Deutschland nach der Bundesjagdzeitenverordnung lediglich 30 Vogelarten bejagt werden, wobei diese Liste auf Ebene der Bundesländer weiteren Einschränkungen unterliegt (z.B. keine Jagdzeit für alle Gänsearten in Baden-Württemberg). Dementsprechend gering ist auch der Anteil der deutschen Vogelstrecke im europäischen Vergleich. Deutschland gehört zu den Ländern mit den niedrigsten jagdlichen Nutzungsraten in der EU. Nach einer aktuellen Studie (HIRSCHFELD & HEYD 2005) ist die durchschnittliche Jagdstrecke (alle Vogelarten) pro Flächeneinheit in der EU etwa fünfmal höher als in der BRD.

Die Jagd stellt auch in ornithologisch bedeutenden Gebieten wie Ramsar-, FFH-, Vogelschutz- oder NATURA 2000 Gebieten eine grundsätzlich zulässige Nutzung dar, solange sie mit den Erhaltungszielen des jeweiligen Gebiets vereinbar ist (KREISSER 2005). Zwar wird von Naturschutzseite mit der allgemeinen Begründung „wegen der Störung“ bisweilen ein generelles Verbot der (Wasservogel)jagd in diesen Gebieten gefordert (SCHULZE & V. LINDEINER 1997). Aber diese Interpretation steht nicht nur im Widerspruch zu der grundsätzlichen Berechtigung zur Vogeljagd in den EU-Richtlinien, sondern sie entspricht auch nicht ihrem Wortlaut. Nach Artikel 6 Abs. 2 der FFH-Richtlinie sind in NATURA 2000 Gebieten *„Störungen von Arten, für die diese Gebiete ausgewiesen worden sind, zu vermeiden, sofern solche Störungen sich ... erheblich auswirken ...“*

Es besteht also bei menschlich bedingten Störungen in NATURA 2000 Gebieten keineswegs eine „Nulltoleranzgrenze“, sondern es geht vielmehr um die Vermeidung gravierender Störeinflüsse, die z.B. die Nutzung

eines Gebietes als Vogelrastplatz erheblich beeinträchtigen oder verhindern können. NATURA 2000 Gebiete sind keine Nationalparks ohne menschliche Nutzung. Die Vermeidung jeglicher Störung wäre im Hinblick auf das Gebietsszenario z.B. in Baden-Württemberg, wo die geplanten NATURA 2000 Gebiete mehr als 20 % der Landesfläche ausmachen, auch unrealistisch, denn als Konsequenz müsste man sämtliche menschlichen Aktivitäten in diesen Flächen unterbinden.

Bei der Bewertung menschlicher Störfaktoren in einem Schutzgebiet können bezüglich der Jagd keine strengeren Kriterien angelegt werden als bei sonstigen menschlichen Störfaktoren wie z.B. dem Boots- und Freizeitverkehr. Für den betroffenen Vogelbestand ist es ohne Belang, ob menschliche Störungen von Jägern, Bootsfahrern, Spaziergängern oder Ornithologen verursacht werden. Von Interesse bei der Beurteilung ist allein, welche Störfaktoren in einem Schutzgebiet tatsächlich gravierend sind und ob diese den Schutzzweck nachweislich erheblich beeinträchtigen oder nicht.

Selbstverständlich kann auch die Jagd als einer von vielen menschlichen Störfaktoren an einem Gewässer gravierende Störungen verursachen und muss dort, wo sie den Schutzzweck nachweislich erheblich beeinträchtigt, eingeschränkt werden (LINDEROTH 2001). Nach den Resultaten vom Rohrsee stellt jedoch nicht jede Schussabgabe an einem Gewässer eine gravierende Störung für den Rastvogelbestand dar. Die pauschale Annahme, dass die jagdliche Störung den Vogelbestand wesentlich beeinträchtigt, ist nicht ausreichend, um damit Eingriffe in das Jagdrecht der Grundeigentümer zu rechtfertigen, sondern diese Vermutung muss im Zweifelsfall auch belegt werden (KALCHREUTER & GUTHÖRL 1997). Bislang fehlen zwar rechtliche Präzedenzfälle, aber

im Zuge der Umsetzung der umfangreichen NATURA 2000 Planungen, von der Tausende Grundeigentümer betroffen sind, sind Klagen gegen Nutzungsbeschränkungen (nicht nur der Jagd) zu erwarten. Da ein Jagdverbot einen eigentumsrechtlichen Eingriff darstellt, müsste im Falle eines Rechtsstreits nachgewiesen werden, dass die Störung durch die Jagd im konkreten Fall tatsächlich „erheblich“ im Sinne der EU-Richtlinien ist. Deshalb macht es durchaus Sinn, dass Jagd und Naturschutz in Konfliktfällen nach einvernehmlichen Lösungen suchen. Nach Ansicht von BEZZEL & GEIERSBERGER (1998) können beide Interessensgruppen durch die Erarbeitung von Kompromissen einen wichtigen Beitrag zum Wasservogelschutz leisten.

### **6.8.2. Folgerungen für das Management**

Trotz des hohen Stellenwerts, den das Thema jagdliche Störung beim Management von Rastbeständen einnimmt, hat, ist die Datengrundlage für die hiesigen jagdlichen Verhältnisse unzureichend. Nach BEZZEL & GEIERSBERGER (1998) stützt sich der Kenntnisstand daher hauptsächlich auf mehr oder weniger intensiv untersuchte Fallbeispiele in Lizenzjagdsystemen. Die Ergebnisse, die in anderen Jagdsystemen unter z.T. extremem Jagddruck gewonnen wurden, können jedoch nicht auf unsere jagdlichen Verhältnisse übertragen werden. Denn wie gravierend und nachhaltig sich die schussbedingten Störungen auf den Rastvogelbestand auswirken, hängt wie bei anderen menschlichen Störfaktoren (z.B. Boots- und Freizeitverkehr) entscheidend von deren Intensität und Häufigkeit ab. Abgesehen von der Studie von BEZZEL & GEIERSBERGER (1998) sowie dem gut untersuchten Extremfall Ermatinger Becken (MEILE 1988, unveröffentl.) lassen die Arbeiten zur Störwirkung der Jagd unter

den Bedingungen unseres Revierjagdsystems konkrete Angaben zum Ausmaß dieser Störungen jedoch vermissen (JETTKA 1986, ZIEGLER & HANKE 1988, GEIERSBERGER & ZACH 1997, REICHHOLF 1978, 2002). Einige Untersuchungen (GEIERSBERGER & ZACH 1997, REICHHOLF 2002) beschränken sich auf den Vergleich von z.T. langjährigen Zählreihen in einem Gebiet mit und ohne Jagd. Bei der Interpretation der Ergebnisse werden andere mögliche Einflussfaktoren auf die Bestandsentwicklung nicht immer hinreichend berücksichtigt. Es fehlen Arbeiten, die überhaupt das eigentliche Thema, die Häufigkeit und Effekte der Jagdausübung auf den Vogelbestand detailliert beschreiben und verschiedene Jagdintensitäten im selben Gebiet vergleichen.

Nach den Befunden vom Rohrsee erweist es sich als problematisch, allein aus den Zählungen an einem Gewässer Rückschlüsse auf den jagdlichen Vertreibungseffekt zu ziehen. Ohne die Zählungen an den Nachbargewässern wäre gar bemerkt worden, dass der signifikante Rückgang der Schnatterente am Rohrsee nach der 2. Jagd maßgeblich durch nichtjagdliche Faktoren beeinflusst wurde.

Bei der Interpretation von Zählungen spielt die gewählte Zeitachse eine große Rolle. Am Rohrsee war die Bestandsentwicklung je nach Betrachtungszeitraum unterschiedlich und teilweise sogar gegensätzlich (Kap. 4). Selbst innerhalb weniger Tage können sich gravierende Bestandsunterschiede ergeben, die zu einer unterschiedlichen Bewertung führen. So steht die signifikante Abnahme von sechs Arten nach der 2. Rohrseejagd bei Betrachtung der Jagdekaden im Widerspruch zu den Zählergebnissen 24 Stunden nach dieser Jagd, als nur zwei dieser Arten Einbußen verzeichneten. Dass auch andere Parameter Einfluss auf die Bestandsdynamik nehmen, wird zumindest

in den Fällen offenkundig, in denen die Bestandsentwicklung nicht den Erwartungen entspricht (signifikante Abnahme der Stockente im Jahr 2002 nach Jagdruhe).

Monokausalitäten sind in Ökosystemen eine seltene Erscheinung. Die Fokussierung auf den Faktor Jagd stellt eine Vereinfachung eines tatsächlich wesentlich komplexeren Wirkungsgefüges dar. Die jahreszeitliche Dynamik des Rastvogelbestands an einem Gewässer ist von vielen weiteren Faktoren (Nahrungsangebot, Zugbewegung, lokale und regionale Verlagerungen) abhängig. Auch wenn diese Parameter wegen des beträchtlichen methodischen Aufwands nicht quantifiziert werden, nehmen sie dennoch Einfluss auf die Bestandsentwicklung. Insofern ist bei der Interpretation von Zählungen in Verbindung mit nur einem Faktor Vorsicht geboten, denn es handelt sich um eine Gleichung mit mehreren Unbekannten. Da die Aussagekraft von Zählungen beschränkt ist, können weitere Parameter wie die Fluchtreaktion/Fluchtdistanz wichtige zusätzliche Informationen liefern.

Trotz einer Vielzahl von Untersuchungen zum Thema Störung mangelt es an fundierten Grundlagen für das Management von Wasservögeln in der Praxis. KELLER (1995), die im Auftrag der Schweizerischen Vogelwarte Sempach rund 500 wissenschaftliche Publikationen zum Thema Störungen ausgewertet hat, zieht folgendes Fazit: „*Was in der Literatur bisher praktisch fehlt, sind Versuche abzuschätzen, welches Maß an Störungen bzw. menschlichen Aktivitäten in einem Gebiet tolerierbar ist.*“ Dieses gilt auch für die Jagd. Wenn es um mögliche Störungen von Rastvogelbeständen durch die Jagd geht, ist ein generelles Verbot nur eine Möglichkeit unter vielen. Ein Interessensausgleich, der das Ziel jedes Wildtiermanagements ist, setzt voraus, dass neben einem Nutzungsverbot als ultimo ratio weitere

Optionen geprüft werden. Insbesondere ist im Einzelfall abzuwägen, ob die Ziele des Artenschutzes auch mit weniger restriktiven Maßnahmen erreichbar sind, z.B. durch eine

- Verringerung der Jagdintensität
- Verkürzung der Jagdzeit
- Änderung der Jagdmethode

Die notwendige Abwägung zwischen den Interessen des Naturschutzes und der Jagd beim Wasservogelmanagement findet jedoch nicht immer statt. Die Präferenz für Jagdverbote als einziger Option (ERZ 1987, REICHHOLF 1978, REICHHOLF 2002, FRENZEL & SCHNEIDER 1987, GEIERSBERGER & ZACH 1997, BAUER et al. 2002) geht einher mit einer unter Ornithologen verbreiteten ablehnenden Haltung gegenüber der Jagd. So schreiben ZIEGLER & HANKE (1988), dass sie die Problemstellung nur untersuchen, weil die Ausweisung des Schutzgebiets Häverner Marsch „*leider ohne ein generelles Jagdverbot geschah, wie das die geringen Wasserflächen ... aus Naturschutzgründen zwingend geboten hätten*“. Auch REICHHOLF macht aus seiner persönlichen Einstellung gegenüber der Jagd keinen Hehl. Für ihn bedeutet ein „*bejagtes Schutzgebiet einen Widerspruch in sich*“ (REICHHOLF 2002). Damit folgt er der naturschutzpolitischen Linie von ERZ (1987), der die Auffassung vertritt, dass sich Jagd und die dadurch bedingten Störungen in einem Schutzgebiet „*von der Natur der Sache her*“ von selbst verbieten würden.

Diese ablehnende Haltung gegenüber der Jagd könnte ein Grund dafür sein, dass nach Alternativlösungen häufig gar nicht gesucht wird. So kommen SCHNEIDER-JACOBI et al. (1993) auch ohne Datengrundlage zu klaren Ergebnissen. Sie forderten für den Bereich des gesamten Gnadensees ein absolutes Jagdverbot, obwohl die jagdliche Störung

bei dieser Untersuchung offensichtlich unbedeutend war (1 Fall von 66 festgestellten Störungen).

Umgekehrt kann es - wiederum ohne Untersuchung des eigentlichen Sachverhalts - auch zu Kompromisslösungen kommen. So sollte die Entenjagd im Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft „wegen der Störung“ verboten werden. Gemeinsam mit Vertretern der Jagd und des Naturschutzes wurde durch Moderation von WOTSCHIKOWSKY (1997) eine Kompromisslösung erarbeitet, die sowohl den Interessen des Naturschutzes nach Störungsminimierung als auch den Interessen der Jägerschaft nach Erhaltung der Wasserjagd (beschränkt auf eine Jagd pro Jahr) entgegen kam. Zugleich ersparte dieser Kompromiss dem Land Sachsen erhebliche Entschädigungszahlungen, die bei einer vorzeitigen Kündigung der Jagdpachtverträge fällig geworden wären (WOTSCHIKOWSKY 1997).

In Ermangelung aktueller Studien zur Störung unter den heutigen jagdlichen Bedingungen stützt sich die Beurteilung des Störfaktors Jagd in Deutschland auf Fallstudien längst vergangener jagdlicher Praktiken. So stufen BAUER et al. (2002) den Jagdbetrieb als Störereignis „*mit der größten Vertreibungswirkung*“ für den Bodensee ein und begründen dieses mit den Auswirkungen der bereits seit zwei Jahrzehnten verbotenen Gemeinschaftlichen Wasservogeljagd im Ermatinger Becken (MEILE 1988, unveröffentl.). Ohne die historische Bedeutung dieses als „Belchenschlacht“ in die Annalen eingegangenen Massenabschusses in Abrede stellen zu wollen, ist sie doch zur Beurteilung des aktuellen jagdlichen Störeinflusses am Bodensee ungeeignet. Im Rahmen großflächiger Schutzgebietsausweisungen wurde die Wasservogeljagd in den letzten Jahren immer weiter zurückgedrängt. Heute sind große Teile des Bodenseeufer praktisch



jadgfret. Nach einer aktuellen Analyse der Jagdstrecke von allen direkt an den Bodensee angrenzenden Jagdrevieren auf badenwürttembergischer Seite werden auf einer Uferlänge von insgesamt ca. 140 km nur noch etwa 500 Wasservögel pro Jahr erlegt, wobei ein unbekannter Anteil dieser Strecke im Hinterland und nicht direkt am Bodensee erzielt wird. Anbetrachts dieser Zahlen ist der Jagdbetrieb am Bodensee heute für den Rastbestand kein Störfaktor mit der „größten Vertreibungswirkung“ mehr, sondern vielmehr ein nur noch selten überhaupt zu beobachtendes Phänomen. Nicht die Jagd, sondern der ganzjährig starke und in der Tendenz weiter zunehmende Bootsverkehr (einschließlich Surfer) stellt derzeit den mit Abstand bedeutendsten menschlichen Störfaktor für rastende Vögel am Bodensee dar (FRENZEL & SCHNEIDER 1997, SCHNEIDER-JACOBY et al. 1993, GÄDTGENS & FRENZEL 1997). Es geht am Bodensee heute nicht mehr um das Problem übermäßiger Entenjagd, sondern vielmehr um die Frage, wo am Seeufer überhaupt noch Wasservögel bejagt werden können.

Dennoch fordern BAUER et al. (2002) am Bodensee die Schaffung weiterer „ausgedehnter jagdfreier Schutzzonen“ nach dänischem Vorbild. Unerwähnt bleibt in dieser Arbeit jedoch, dass die Jagd eine zentrale Stellung beim dänischen Wasservogelmanagement einnimmt. Denn charakteristisch für das dänische Zonierungssystem ist nicht die Schaffung möglichst großer unbejagter Wasserflächen, sondern ein Wechsel von jagdfreien und intensiv bejagten Zonen innerhalb desselben Gebiets (vgl. z.B. MELTOFTE 1996). Dass die Wasservogelstrecke an einem bedeutenden Rastgewässer wie dem Bodensee so gering wäre wie derzeit in Baden-Württemberg, wäre in Dänemark undenkbar. Die Jagdstrecke pro Flächeneinheit ist dort heute mehr als 30 mal höher als in

Baden-Württemberg (Dänemark = 20,3 Wasservögel/km<sup>2</sup> HIRSCHFELD & HEYD 2005, Baden-Württemberg = 0,6 Wasservögel/km<sup>2</sup> ELLIGER et al. 2006). Von der Schaffung jagdfreier Zonen profitiert in Dänemark also nicht nur der Naturschutz, sondern auch die Jägerschaft, die in Nachbarschaft der jagdfreien Zonen höhere Strecken erzielen kann als vorher (BELL & OWEN 1990).

Im Unterschied zum Revierjagdsystem, bei dem das Jagdrecht an eine bestimmte Fläche gebunden ist, lassen sich im Lizenzjagdsystem i.d.R. auch Zonierungsmodelle mit Jagdruhezonen konfliktfrei umsetzen. Denn dem Jäger im Lizenzjagdsystem entstehen dadurch keine Nachteile, weil er problemlos auf andere Flächen ausweichen kann. Dagegen bedeutet eine Jagdruhezone im deutschen Revierjagdsystem das Aus der Entenjagd für den betroffenen Jagdpächter oder Eigenjagdbesitzer, weil er nur dort jagen darf. Wegen dieser grundlegenden Unterschiede im Jagdsystem ist ein Management nach dänischem Vorbild nicht ohne weiteres auf unsere Verhältnisse übertragbar, denn im deutschen Jagdsystem gibt es bei Jagdverboten immer Verlierer und damit auch Interessenskonflikte.

Dass sich der Schutz von Rastvogelbeständen und die Jagd nicht ausschließen und es durchaus Kompromissmöglichkeiten geben kann, geht aus einigen Untersuchungen hervor. So setzt sich REICHHOLF (2002) zwar für generelle Jagdverbote ein. Allerdings ist dieser Arbeit über die Entenjagd am Inn zu entnehmen, dass die höchste nahrungsökologisch mögliche Anzahl von Enten (11.000 Wasservögel pro km<sup>2</sup>) dort bereits bei einer Verringerung des Anteils der bejagten Fläche von 100 % auf 30 % erreicht wird.

Nicht jede jagdliche Aktivität in einem Gebiet führt zu einer Verringerung des Rastvogelbestands. In der Brockish Bay am nord-

irischen Lough Neagh wurde die Rastvogeldichte bei unterschiedlicher Jagdintensität während und nach der Jagdsaison 1998/99 verglichen. Bei hoher Jagdintensität am Wochenende wurden deutliche Verdrängungseffekte festgestellt. Die Rastvogeldichte lag am Wochenende während der Jagdzeit mit 1,8 Vögeln/ha etwa um den Faktor 2,5 niedriger als bei den Vergleichszählungen nach der Jagdzeit (4,3 Vögel/ha). Dagegen bestand bei geringerer Jagdintensität während der Woche (Mittel 0,9 Schuss/Stunde) kein Unterschied zwischen der Rastvogeldichte zur Jagdzeit (3,2 Vögel/ha) und nach Ende der Schusszeit (3,0 Vögel/ha). Trotz einer insgesamt erheblichen Jagdintensität hatte die jagdliche Störung keinen signifikanten Einfluss auf den Aktivitätsrhythmus der rastenden Tauchenten (EVANS & DAY 2002).

Beim Vergleich verschiedener Jagdmethoden am bayerischen Staffelsee fanden BEZZEL & GEIERSBERGER (1998), dass sich durch die intensive Schussabgabe bei einer großen Gemeinschaftsjagd zwar die Anwohner stärker belästigt fühlten als durch viele kleinere Einzeljagden, nicht aber die Enten. Trotz einer intensiven Schussabgabe (Tagesstrecke 200-400) beeinflusste die Gesellschaftsjagd die Verteilung und Größe des Rastbestands am Staffelsee deutlich weniger als mehrere über die Saison verteilte Einzeljagden. Daraus ziehen die Autoren den Schluss, dass die Konzentration der Jagdaktivitäten auf einzelne Tage pro Saison eine Möglichkeit wäre, dem „wise use“-Prinzip näher zu kommen (BEZZEL & GEIERSBERGER 1998).

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass dringender Bedarf an weiteren konkreten Fallstudien zur Auswirkung von schussbedingten Störungen auf rastende Wasservögel in Deutschland besteht. Denn ob die Entenjagd tatsächlich ein gravierender Störfaktor in

einem Gebiet ist, hängt von verschiedenen Parametern ab:

- der Intensität und Häufigkeit des jagdlichen Eingriffs
- den verwendeten Jagdmethoden
- dem Ausmaß sonstiger Störungen
- der Größe und Zusammensetzung des Rastbestands
- der Funktion des Gewässers für die Art

Da diese Einflussfaktoren in jedem Gebiet anders sind, kann die schussbedingte Störung nur durch ergebnisoffene Studien am konkreten Fall untersucht werden. Auch die Ergebnisse vom Rohrsee sind nicht übertragbar. Hier wurde die Situation begünstigt durch die allgemeine Störungsarmut des Gewässers und dem Fehlen alternativer Nahrungsgewässer für die Schnatterente in der Umgebung. Auf der anderen Seite war die treibjagdähnliche Jagdmethode, bei der mit dem Ruderboot noch auf dem See lagernde Enten gezielt aufgescheucht wurden, störungsintensiver als die normalerweise bei der Jagd auf den Uferbereich beschränkte Störung.

Eine wichtige Voraussetzung für die Untersuchung der jagdlichen Störwirkung ist die Zusammenarbeit von Jägern und Ornithologen. So müssen dem Bearbeiter alle Jagdtermine bekannt sein. Denn es ist nicht möglich, fundierte Aussagen zur jagdlichen Störung zu machen, ohne überhaupt Daten am eigentlichen Gegenstand der Untersuchung (Jagdmethoden, Jagdfrequenz, Anzahl Jäger, Anzahl Schüsse, Strecke) zu erheben. Pauschale Angaben (mit Jagd/ohne Jagd) sind weder vergleichbar noch aussagekräftig, da das Ausmaß der Störung je nach Jagdintensität von Gebiet zu Gebiet um den Faktor 100 und mehr variieren kann.

Um die Nutzungsansprüche und den Schutz von Vogelarten in Einklang zu brin-

gen, bedarf es einer Beteiligung von Landnutzern und Eigentümern beim Management, denn auch in NATURA 2000 Gebieten müssen die Vögel ihren Lebensraum mit dem Menschen teilen. Nicht jede menschliche Aktivität an einem Rastplatz stellt dessen Funktion in Frage, denn Vögel können sich bis zu einem gewissen Grad an Störungen anpassen. Die entscheidende Frage beim Störungsmanagement ist deshalb nicht, ob die menschliche Aktivität zur Störung rastender Vögel führt, sondern

- welche Störungen für den Vogelbestand in einem Gebiet nachweislich erheblich sind
- welches Maß an Störung für den Rastbestand tolerierbar ist (KELLER 1995)
- ob Schwellenwerte bezüglich der Störbelastung in einem Gebiet definiert werden können

Die Problematik der schussbedingten Störung ist nicht beschränkt auf die Jagd, sondern in der Diskussion stehen in jüngster Zeit ebenso nichtjagdliche Maßnahmen wie die Kormoranvergrämung. Auch hier entzünden sich Konflikte an der Frage, ob die Vergrämungsmaßnahmen mit gravierenden

Störungen für andere Rastvögel verbunden sind oder nicht. Die Annahme, dass der Wasservogelbestand dadurch vertrieben wird, wurde bei ersten Praxisversuchen am südlichen Oberrhein zwar nicht bestätigt. Bei zwei Ortsterminen am 5.1.2006 am Restrhein im Bereich Märkt (WETZLAR 2006, schriftl. Mitteilung) und am 3.2.2006 an der Staustufe Märkt (HUBER 2006, schriftl. Mitteilung) führte weder die demonstrierte Schussabgabe am Rheinufer noch der beobachtete Kormoranabschuss an einer Staustufe zu einer Vertreibung rastender Wasservögel. Allerdings können solche Einzelbeobachtungen konkrete Untersuchungen des Sachverhalts nicht ersetzen.

Die Auswirkung schussbedingter Störungen auf den Rastbestand gehört zu den umstrittensten Themen beim Wasservogelschutz. Nur eine solide Datengrundlage kann die z.T. emotional geführte Diskussion, die mehr von Meinungen als von Fakten bestimmt wird, versachlichen. Es besteht eine erhebliche Diskrepanz zwischen dem derzeit noch bescheidenen Kenntnisstand zur schussbedingten Störung unter den speziellen jagdlichen Bedingungen in Deutschland und den Hypothesen, die hierzu in den Raum gestellt werden.



## Zusammenfassung

Von 2000-2002 wurde im NSG „Rohrsee“ 40 km nordöstlich vom Bodensee im Kreis Ravensburg der Einfluss der Entenjagd auf den Rastvogelbestand untersucht. Seit Jahren ist die dort traditionell extensiv betriebene Entenjagd (1-2 Jagdtage/Jahr) umstritten, denn der Rohrsee (ca. 50 ha Wasserfläche) gehört zu den bedeutendsten Rastplätzen der Schnatterente (*Anas strepera*) in Baden-Württemberg (Herbstmaximum > 1.000).

Die Jagdintensität war während der Studie wie folgt abgestuft:

- 2000: Fortführung der traditionellen Jagd (ganzes Seeufer) mit 2 Jagdtagen/Jahr
- 2001: 1 Jagdtag/Jahr und Beschränkung der Jäger auf das Ostufer
- 2002: Jagdruhe

Im Herbst 2006 (September/Oktober) wurden zusätzliche Aufnahmen zur Beurteilung der Situation nach fünf Jahren Jagdruhe durchgeführt.

Bei den drei Entenjagden (9.9.2000, 6.10.2000, 4.10.2001) mit 9 bis 29 Jägern wurden mit insgesamt 101 Schuss 13 Wasservogel erlegt. Darunter befanden sich auch zwei Schnatterenten, die in Deutschland keine Jagdzeit haben (Schonzeitvergehen).

Alle Jagdereignisse führten zu einer kurzfristigen Vertreibung der Rastvögel von der offenen Wasserfläche. Das Blässhuhn (*Fulica atra*), die häufigste Vogelart am Rohrsee, flüchtete während der Jagdausübung in den Schilfgürtel, verließ den See aber nicht. Dagegen wurde der überwiegende Teil des Entenbestands am Jagdtag vom Rohrsee vertrieben. Dabei erwies sich die traditionelle Jagdmethode mit dem Einsatz eines Ruderboots als besonders störungsintensiv, denn die normalerweise auf den Uferbereich beschränkte Störung wurde wie bei einer Treibjagd auf die gesamte Wasserfläche ausgedehnt.

Ein Teil der Enten flüchtete am Jagdtag auf vier umliegende Gewässer, wobei sich der Holz-

mühleweiher als bedeutendstes Ausweichgewässer erwies. Der jagdliche Vertreibungseffekt nahm mit nachlassender Schussintensität ab. Bezogen auf den Ausgangsbestand am Rohrsee (Zählung vor Jagdbeginn = 100 %) sank der Zuflug von Schnatterenten auf die Nachbargewässer während der Rohrseejagd von 31,5 % bei der 1. Jagd auf 25,3 % bei der 2. Jagd und 13 % bei der 3. Jagd.

Die vom Rohrsee vertriebenen Enten nutzten die Ausweichgewässer nur am Jagdtag und waren dort spätestens bei der Zählung am Morgen nach der Jagd wieder verschwunden - mit einer Ausnahme. Bei der Schnatterente kam es bei der 2. Rohrseejagd am 6.10.2000 nicht nur zu einer kurzfristigen Vertreibung von 45 Individuen zum 4 km entfernten Holzmühleweiher, sondern zu einer weiteren Bestandsverlagerung vom Rohrsee zum Holzmühleweiher. Diese gegenläufige Entwicklung, die erst fünf Tage nach der Jagd ihren Höhepunkt fand, wurde allerdings wesentlich von nichtjagdlichen Faktoren beeinflusst, denn der Jagdtermin fiel zufällig mit der routinemäßigen Ablassung des Holzmühleweihers zusammen (halber Wasserstand am Jagdtag). Das durch den rasch fallenden Wasserspiegel verfügbare Nahrungsangebot am Holzmühleweiher lockte nicht nur eine ungewöhnlich hohe Zahl von Schnatterenten an, sondern führte kurzfristig auch zu einer auffälligen Bestandserhöhung anderer Vogelarten wie Krickente und Graureiher.

Nach den Tageszählungen am Rohrsee in den Jagddekaden (5 Tage vor bzw. nach der Jagd, einschließlich Jagdtag) wurden mit einer Ausnahme (Stockente 1. Jagd) nach der jeweils ersten Entenjagd im Jahr (9.9.2000 und 4.10.2001) keine signifikanten Bestandsänderungen der sieben regelmäßig anwesenden Wasservogelarten festgestellt. Dagegen traten in den Tagen nach der 2. Jagd im Oktober 2000 bei Schnatter-, Stock-, Löffel-, Reiher- und Tafelente sowie dem Hautbentaucher signifikante Bestandsrückgänge auf,

die in einigen Fällen aber wahrscheinlich nicht mit der jagdlichen Störung in Zusammenhang stehen. Beim Blässhuhn und Höckerschwan kam es nach keiner Jagd zu signifikanten Bestandsänderungen.

Die Einstellung der extensiven Jagd am Rohrsee führte nicht zu einer Vergrößerung des Entenbestands im Folgejahr. Während der Jagdzeit (Monatsmaxima Juli-Dezember) bestanden bei der Schnatterente sowie den als „sonstige Enten“ zusammengefassten, nicht regelmäßig anwesenden Arten Reiher-, Tafel-, Kolben-, Löffel-, Krick- und Pfeifente keine signifikanten Unterschiede der Bestandsgrößen in den beiden Jahren mit Jagd (2000, 2001) gegenüber dem Jahr ohne Jagd (2002). Bei der Stockente, der nach der Schnatterente zweithäufigsten Entenart am Rohrsee, war der Bestand in den Jahren mit Jagdaktivität signifikant größer ( $p < 0,05$ , U-Test) als im Jahr der Jagdruhe. Das Blässhuhn war die einzige Art, bei der eine signifikante Bestandszunahme ( $p < 0,01$ , U-Test) im 1. Jahr nach Einstellung der Jagd auftrat. Diese Entwicklung hatte jedoch keinen ursächlichen Zusammenhang mit der Jagdruhe.

Auch nach fünf Jahren Jagdruhe konnte keine Zunahme rastender Enten festgestellt werden. Bei der aus Naturschutzsicht bedeutendsten Art, der Schnatterente, lag der Bestand im September/Oktober 2006 mit Wochenmaxima von 169 bis 312 unter den Werten von 2000 (Wochenmaxima im September/Oktober 193 bis 561).

Die vorliegenden Ergebnisse werden durch die gut dokumentierte Bestandsentwicklung in den letzten 30 Jahren (HEINE et al. 2001) bestätigt. Demnach hat sich der Schnatterentenbestand am Rohrsee in den 1990er Jahren etwa verdreifacht. Aus den erheblichen jährlichen Schwankungen der Herbstmaxima von  $<50$  bis  $>1.000$  Schnatterenten im Zeitraum 1990 bis 2000 (HEINE et al. 2001) bei konstanter Jagdintensität ist zu schließen, dass die Rastkapazität am Rohrsee nicht durch den Faktor jagdliche Störung, sondern in erster Linie durch das Nahrungsange-

bot (Wasserstand, Verfügbarkeit von Wasserkräutern) limitiert ist.

Nach den Resultaten von insgesamt 385 Störversuchen veränderte sich das Fluchtverhalten der beiden häufigsten Arten Blässhuhn und Schnatterente (ca. 80 % des Rastbestands) durch die Jagd nicht. Die jagdliche Störung führte bei beiden Arten weder zu einer Vergrößerung der Fluchtdistanz noch zu einer Erhöhung des Anteils auffliegender Individuen nach den Jagdereignissen. Die Fluchtdistanzen zeigten von 2000 bis 2002 bei hoher Schwankungsbreite (Blässhuhn Min. 20 m, Max. 220 m, Schnatterente Min. 35 m, Max. 180 m) einen wellenförmigen Verlauf. Perioden mit geringer Fluchtdistanz wechselten mit Phasen wieder zunehmender Fluchtdistanz, ohne dass ein Zusammenhang mit der Jagd erkennbar war. Eine Vergrößerung der Fluchtdistanz wurde weder unmittelbar nach der jagdlichen Störung (Vergleich Tage vor und nach der Jagd) noch im weiteren zeitlichen Abstand (Vergleich Phasen mit und ohne Jagd) festgestellt. Entgegen der Erwartung verringerten sich die Fluchtdistanzen von Schnatterente und Blässhuhn auch nach fünfjähriger Jagdruhe nicht, sondern lagen auf dem Niveau der Vorjahre.

Neben einer geringen Jagdfrequenz ist der Rohrsee arm an sonstigen menschlichen Störungen (kein Freizeit- und Bootsverkehr). Im Durchschnitt wurde nur alle 36 Stunden eine menschlich bedingte Störung (ohne Jagd) registriert, die mit dem Auffliegen von Wasservögeln verbunden war. Trotz Bejagung ist der Rohrsee als Rastplatz für die Schnatterente wesentlich störungsärmer als das Ermatinger Becken (Bodensee), dem wichtigsten Rastgebiet der Schnatterente im Land. Obwohl die Jagd im Ermatinger Becken seit über 20 Jahren ruht, waren dort wegen des starken Bootsverkehrs menschliche Störungen, die zum Auffliegen rastender Schnatterenten führten, um den Faktor 9 bis 27 häufiger und ihre Fluchtdistanz mit 299 m (100 m bis 1.150 m) gut dreifach größer (GÄDTGENS & FRENZEL 1997) als am Rohrsee.

In der Diskussion wird beim Vergleich mit Literaturangaben deutlich, dass die Studien zur „shooting disturbance“ von Wasservögeln überwiegend aus Ländern mit Lizenzjagdsystemen (z.B. DK, GB, F) stammen, für die ein sehr hoher Jagddruck charakteristisch ist. Es entspricht den Erwartungen, dass Schussabgaben von im Mittel 100 Schuss/h wie z.B. in Dänemark (MELTOFTE 1978, 1996) zu gravierenden Störungen und nachhaltiger Vertreibung rastender Wasservögel führen. Solche unter extremen Jagddruck gewonnenen Ergebnisse (vgl. auch „Belchenschlacht“ am Bodensee) können jedoch nicht auf die Durchschnittsjagd im deutschen Reviersystem übertragen werden. Legt man die Schussleistungen pro erlegter Ente aus der Literatur (MEILE 1988, unveröffentl., LINDEROTH 1993) sowie die aktuelle Jagdstatistik zugrunde, werden in Baden-Württemberg bei einer mittleren Jahresstrecke von 11,8 Enten pro Revier zwischen 25 und 100 Schuss pro Jahr abgegeben. Die schussbedingte Störung durch die Entenjagd im Durchschnittsrevier in Baden-Württemberg entspricht also den Werten am Rohrsee und ist wesentlich geringer als die Angaben in der Literatur.

Wegen des Abschusses ganzjährig geschonter Schnatterenten verzichtet der Jagdpächter seit 2002 freiwillig auf die Entenjagd am Rohrsee. Allein vom Störungsaspekt wäre eine Einstellung der Jagd jedoch nicht gerechtfertigt, denn die untersuchte Jagdintensität war nicht ausreichend, um die Rastkapazität dieses Schnatterentengewässers einzuschränken. Die Ergebnisse vom Rohrsee können aber - ebenso wie die anderer Störungsstudien - nicht verallgemeinert werden.

Denn die Größe und Dynamik des Rastvogelbestands in einem Gebiet hängt nicht nur von der Gesamtstörbelastung ab, sondern von vielen weiteren Faktoren (z.B. Nahrungsangebot, Funktion des Gewässers, Alternativen in der Umgebung).

Trotz des hohen Stellenwerts, den das Thema Schussstörung heute beim Wasservogelschutz in Deutschland einnimmt, ist die derzeitige Datengrundlage zur Beurteilung der Bedeutung dieses Faktors für die hiesigen Verhältnisse unzureichend. Die meisten Arbeiten zur jagdlichen Störung aus Deutschland beschränken sich auf den Vergleich von Zählergebnissen mit und ohne Jagd (ZIEGLER & HANKE 1988, GEIERSBERGER & ZACH 1997, REICHHOLF 2002), lassen aber konkrete Angaben zum Störungsausmaß vermissen. Erforderlich sind weitere Einzelfallstudien, die nicht nur Daten zum eigentlichen Sachverhalt liefern (Anzahl Schüsse, Strecke, Jagdfrequenz, Jagdmethode), sondern die darüber hinaus untersuchen, welches Maß an menschlicher Störung für den Rastbestand in einem Gebiet tolerierbar ist. Die Wasservogeljagd ist nach den internationalen und europäischen Artenschutzabkommen als legitime Nutzung nachwachsender Ressourcen („wise use concept“) anerkannt. Jagdverbote als ultimo ratio sind nur gerechtfertigt, wenn die jagdliche Störung nachweislich erhebliche Auswirkungen auf den Rastvogelbestand hat. Ob die Funktion eines Gewässers als Rastplatz durch menschliche Aktivität erheblich beeinträchtigt wird oder nicht, ist von der Summe aller Störfaktoren in diesem Gebiet abhängig.

## Summary

The disturbance caused by extensive waterfowl hunting (1-2 hunting days/year) was observed at the nature reserve Rohrsee from March 2000-December 2002 and additionally in autumn 2006 (Sept./Oct.). The eutrophic, shallow lake near Bad Wurzach (Baden-Württemberg), situated 40 km northeast of Lake Constance, belongs to the most important resting sites of the Gadwall in South Germany in the 1990ies (maximum 1.050). Coot and Gadwall are the dominating species at the Rohrsee, forming approximately 80 % of the total birdnumber in autumn.

The numbers and flight reactions of resting waterfowl in the two years with hunting (2000 = 2 hunting days, 2001 = 1 hunting day) was compared with the first year without hunting (2002) and the situation after five hunting free years (Sept./Oct. 2006).

At the three hunts with 9-29 hunters a total bag of 13 waterbirds was attained with 101 shots. Beside Coot (*F. atra*), Mallard (*A. platyrhynchos*) and Tufted Duck (*A. Fuligula*) two protected Gadwall (*A. strepera*) were shot.

All hunting activities caused a short-term expulsion of ducks from the Rohrsee to surrounding lakes, whereas Coot didn't leave the lake, but hid in the reed during hunting. The hunting disturbance, which is usually restricted to the shore, was increased by the use of a rowing-boat, which is a special hunting method at the Rohrsee. More than 1 hour after the shooting had opened, flocks of Gadwall resting on the lake far away from the shore, were systematically driven away by the rowing-boat.

The proportion of Gadwall expelled from the Rohrsee to nearby lakes decreased with weakening hunting intensity (number of shots). On basis of the last count 1 h before opening the shooting (Rohrseenumbers = 100 %) the proportion of Gadwall driven away to four nearby lakes at the hunting days sunk from 31,5 % at the 1. hunt to 25,3 % at the 2. hunt and 13,0 % at the 3. hunt.

At the hunting day Gadwall mainly sought refuge at the Holzmühleweiher (distance 4 km). In case of two hunts they returned to the Rohrsee by the evening of the hunting day or the next morning. However after the 2. hunt (6.10.2000) a flock of 45 Gadwall expelled by the shooting continued to stay at the Holzmühleweiher. This was probably not solely a response to the hunting disturbance. Coincident with this hunt a routine draining at the Holzmühleweiher was in progress. With falling waterlevel daily more Gadwall shifted from the Rohrsee to the Holzmühleweiher. This reversed development peaked five days after the hunt, when Gadwall numbers at the Holzmühleweiher were higher than at the Rohrsee. The better availability of food as short-term impact of the draining activity at the Holzmühleweiher did not only attract Gadwall, but other species too.

The decline of Gadwall at the Rohrsee after the 2. hunt was significant ( $p < 0,005$ , U-Test). Comparing the days before and after the hunting day, there was no significant difference in the numbers of Gadwall at the Rohrsee after the two other hunts. The trends of five other waterfowl species were similar. With exception of Mallard (1. hunt), no significant reduction of their numbers occured in the week after the hunting disturbance at the 1. and 3. hunt, whereas after the 2. hunt the numbers of five species (Mallard, Tufted Duck, Pochard, Shoveler, Great Crested Grebes) decreased significantly. The numbers of Coot and Mute Swan showed no significant changes in the week after the hunts at the Rohrsee at all.

Regarding longer periods Coot was the only species with significantly greater numbers ( $p < 0,01$ , U-Test) in the first year without hunting, whereas the numbers of resting ducks didn't increase after ceasing the hunting. Comparing the two years with hunting to the first year without hunting (monthly maximum, July-Dec.), there was neither a significant difference in the numbers of Gadwall nor a significant difference in the numbers of „other ducks“ (pooled group of six only periodically resting duckspecies at the



Rohrsee: Tufted Duck, Pochard, Red-Crested Pochard, Shoveler, Wigeon, Teal). The numbers of Mallard observed in the hunting season in the years with hunting was significantly greater ( $p < 0,05$ , U-Test) compared to the huntingfree year 2002.

Additional counts after five huntingfree years in Sept./Oct. 2006 give a similar picture. Comparing the autumn numbers (Sept./Oct, weekly counts) of the two nonhunting years (2002, 2006) with the two hunting years (2000, 2001) Coot numbers were significantly higher ( $p < 0,001$ , U-Test) in the huntingfree years. For Gadwall and Mallard there was no significant difference in the autumn numbers under hunting conditions compared to nonhunting conditions, whereas the numbers of „other ducks“ observed at the Rohrsee in Sept./Oct. was significantly higher ( $p < 0,02$ , U-Test) in the years with hunting.

The maximum number of the Gadwall after five years without hunting in Sept./Oct. 2006 (312) was far below the peak (1.050) in October 1998 (BOMMER in HEINE et al. 2001), which was reached under hunting conditions. Discussing the well documented development of Gadwall at the Rohrsee in the last 20 years (HEINE et al. 2001) there is no hint, that the extensive shooting disturbance affected the numbers of resting Gadwall in autumn. Despite constant hunting intensity their yearly maximum numbers at the Rohrsee ranged from 50 til 1.050 in the 1990ies. Most likely other effects than disturbance limited the utilisation and resting capacity of the Rohrsee. It is discussed, that waterlevel and food availability have the greatest impact on the dynamic of the herbivorous species Gadwall and Coot.

The extensive hunting at the Rohrsee had no impact on the flightreactions of Coot and Gadwall. Based on the results of 385 experiments in the years 2000-2002 and 2006 their flight distances showed wave-like curves. Periods with shorter flight distances were followed by periods with longer flight distances, independent from hunting. The flight distances of Coot ( $n = 154$ ,

range 20-220 m, Median 80 m) and Gadwall ( $n = 183$ , Median 88 m) were slightly longer during the observation period July-December 2000-2002 than during the three hunting decades (Coot,  $n = 64$ , range 47,5-96 m, Median 71 m; Gadwall,  $n = 85$ , Range 47-125 m, Median 80 m).

Unexpectedly even immediately after the hunting disturbance the flight distances of Gadwall and Coot didn't increase. Comparing the days before and after the hunts, there was neither a significant difference in their flight distances nor an increase of the proportion of disturbed birds, which actually flew away during the disturbance experiments. Repeating the experiments in Sept./Oct. 2006 after five years without hunting no changes in the flightreactions of Gadwall and Coot occurred. These results suggest, that the disturbance caused by 1-2 hunting activities per year does not have any impact on the behavior of the resting Gadwall and Coot.

However, it must be taken into account that the Rohrsee is free from disturbances caused by recreation or boats. Human disturbance beside hunting, which caused birds to fly off, was only registered every 36 hours on average from 2000-2002. In comparison to the most important resting site of the Gadwall in the Ermatinger Becken, where hunting is banned, the Rohrsee is despite hunting an undisturbed resting site. Due to boating in the Ermatinger Becken the frequency of severe disturbances, causing Gadwall to fly off, was 9-27 times higher and their flightdistance (mean 299 m) was approximately three times higher (GÄDTGENS & FRENZEL 1997) than at the Rohrsee.

Because of the shooting of protected Gadwall the tenant hunter at the Rohrsee voluntarily disclaimed the waterfowl hunting since 2002. However, discussing only the factor disturbance, cease from hunting would not have been necessary. The single hunting activities caused no major disturbance for the resting birds and didn't affect the resting capacity of the lake. The extensive shooting disturbance at the Rohrsee is representative

for the average hunting-district in Baden-Württemberg. Based on the data of the country-wide hunting statistics an average of 11,8 ducks per hunting-district per year are bagged. The calculated shooting disturbance of the waterfowl hunting in Baden-Württemberg varies between 25 and 100 shots per year in the average hunting-district.

Although shooting disturbance is a major issue in the actual discussion about the conservation of resting waterfowl, concrete studies about the influence of hunting among the average „normal“ hunting conditions in Germany are lacking. Most studies on the influence of hunting disturbance originate from countries with a license hunting system, which is characterized by a significantly greater hunting intensity. Obviously these results recorded under massive shooting conditions (for example in Denmark a mean of 100 shots per hour in the hunting season, MELTOFTE 1982) are not transferable to the situation in Germany. Yet the knowledge on the im-

pact of extensive shooting disturbance is fairly poor. With few exceptions (MEILE et al. 1988) German literature about waterfowl hunting does not contain even essential data about the hunting disturbance (number of shots/hunters/hunting days, bag, hunting method).

Generally waterfowl hunting is a legal use of natural resources according to the international „wise use“ concept. A ban on hunting at resting sites is only justified, if hunting is proven to cause severe disturbance. According to the results of this study, not each single hunting event threatens the conservation goals. For an objective assessment of the influence of shooting disturbance on resting birds under the average hunting conditions in Germany more detailed case studies are necessary, including the investigation of alternative hunting models with less hunting intensity. Whether the utilization of a waterfowl resting site is restricted by human disturbance or not depends on the number and intensity of all types of human disturbance in a given area.

## Literatur

- ARZEL, C., ELMBERG, J. & GUILLEMAIN, M., 2006: Ecology of spring-migrating Anatidae: a review. *J. Ornithol.* 147: 167-184.
- BAMBERG, F.B., 1989: Zur Ausübung der Jagd im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Gutachten zum Teilaspekt Jagd, Hrsg. Minist. f. Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei S-H., Kiel.
- BAUER, H.G., STARK, H. & LÖFFLER, H., 2002: Die Bedeutung der Wasservögel für das Ökosystem Bodensee im Winterhalbjahr. *Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ.*, 74: 167-260.
- BERGMANN, H.-H., 2002: Gänsejagd - Sport oder Management? In: ÖJV (Hrsg.): *Vogeljagd. Seminar in Nürnberg am 7.7.2001*, 8-27.
- BERNDT, R., 1975: Vermindert sich die Fluchtdistanz unserer Greifvögel? *Ber. Dtsch. Sect. Int. Rat Vogelschutz* 15:98-100.
- BERNDT, R. & WINKEL, W., 1976: *Vogelwelt und Jagd. Ber. Dtsch. Sect. Int. Rat Vogelschutz* 16: 82-88.
- BELL, D.V. & OWEN, M., 1990: Shooting disturbance - A review. In: Mathews, G.V.T. (Ed.): *Managing Waterfowl Populations, Proc. of IWRB Symp. Astrakhan, USSR, IWRB Spec. Public. No. 12:159-171*.
- BEZZEL, E. & GEIERSBERGER, I., 1998: *Wasser-vogeljagd am Staffelsee. Orn. Anz.* 37: 61-68.
- CONRADY, D., 1988: Die Jagd auf Wasservögel im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning.
- DEHORTER, O. & TAMISIER, A., 1997: Typology of wetlands in the Camargue (France): A necessary framework for waterfowl studies. In: *Wetland Intern. Publ.* 43: 9-17.
- DIETRICH, K. & KOEPFF, C., 1986: *Wassersport im Wattenmeer als Störfaktor für brütende und rastende Vögel. Natur- und Landschaft (61)* 6: 220-225.
- DOBLER, G. & SCHAUDT, B., 1985: Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus* brütet erstmals in Baden-Württemberg. *Orn. Jh. Bad.-Württ.* 1: 100-101.
- EBERHARDT, D., 1979: Schutz der überwinternden Gänse am Niederrhein - nur ein regionales Problem? *Nat. Landschaft* 54: 209-212.
- ELLIGER, A., LINDEROTH, P. & PEGEL, M., 2006: *Jagdbericht Baden-Württemberg 2005/2006. Berichte der Wildforschungsstelle Nr. 13*, Hrsg. Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf.
- ERZ, W., 1987: Aufgaben, Anforderungen und Probleme in Schutzgebieten. In: *Probleme der Jagd in Schutzgebieten, ABN (ed.), JB. Natursch. Landschaftspf.* 40: 11-30.
- EVANS, D.M. & DAY, K.M., 2002: Hunting disturbance on a large shallow lake: the effectiveness of waterfowl refuges. *Ibis* 144: 2-8.
- FRENZEL, P. & SCHNEIDER, M., 1987: Ökologische Untersuchung an überwinternden Wasservögeln im Ermatinger Becken (Bodensee): Die Auswirkung von Jagd, Schifffahrt und Freizeitaktivitäten. *Orn. Jh. Bad.-Württ.* 3: 53-79.
- GEIERSBERGER, I. & ZACH, P., 1997: Jagd in Naturschutzgebieten: Auswirkungen der Wasservogeljagd auf Rastbestände von Gründelenten. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 6: 219-224.
- GERDES, K. & REEPMEIER, H., 1983: Zur räumlichen Verteilung überwinternder Saat- und Bleißgänse (*A. fabalis* und *A. albifrons*) in Abhängigkeit von naturschutzschädlichen und fördernden Einflüssen. *Vogelwelt* 104:54-67.
- GUSTAFSON, E.W., 1990: The mexican waterfowl harvest: legal and illegal. In: Mathews, G.V.T. (Ed.): *Managing Waterfowl Populations, Proc. of IWRB Symp. Astrakhan, USSR, IWRB Spec. Publ. No. 12: 145-147*.
- GÄDTGENS, A. & FRENZEL, P., 1997: Störungsinduzierte Nachtaktivität von Schnatterenten (*Anas strepera*) im Ermatinger Becken/Bodensee. *Orn. Jh. Bad.-Württ.* 13: 191-205.
- HAUPT, H., BOYE, P. & MARTENS, H., 2002: *Vorschläge zur Änderung der Liste der jagd-*

- baren Tierarten in Deutschland. In: Vogeljagd: 117-126. Hrsg. Ökol. Jagdverein Bayern.
- HEINE, G., JACOBY, H., LEUZINGER, H. & STARK, H., 1999: Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Jh. Bad.-Württ. 14/15.
- HEINE, G., BOMMER, K., HÖLZINGER, J., LANG, G. & ORTLIEB, R., 2001: Die Vogelwelt des Rohrsees: Naturschutzgebiet „Vogelfreistätte Rohrsee“ Landkreis Ravensburg. Orn. Jh. Bad.-Württ., Bd. 17.
- HILL, D., HOCKIN, D., PRICE, D. TUCKER, G., MORRIS, R. & TREWEEK, J., 1997: Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. J. of Applied Ecology 34: 275-288.
- HIRSCHFELD, A. & HEYD, A., 2005: Jagdbedingte Mortalität von Zugvögeln in Europa: Streckenzahlen und Forderungen aus Sicht des Vogel- und Tierschutzes. Ber. Vogelschutz 42: 47-74.
- JACOBY, H., 1974: Die Jagd auf Wasservögel auf dem Untersee und Rhein bei Konstanz. Natur u. Landsch., 49. Jg., Heft 2: 38-40.
- JETTKA, H., 1986: Jagdstreckenauswertung der Stockenten in einem Revier des Münsterlandes in Nordrhein-Westfalen, Zeitschr. f. Jagdwissenschaft, Bd. 32, Heft 2: 90-96.
- KALCHREUTER, H., 1987: Wasserwild im Visier, Jagd und Schutz von Wasservögeln. BLV Verlag, München.
- KALCHREUTER, H. & GUTHÖRL, V., 1997: Wildtiere und menschliche Störungen - Problematik und Management. Verlag D. Hoffmann, Mainz.
- KALCHREUTER, H., 1997: Zum Einfluss der Jagd auf Wasservögel - heutiger Wissensstand. In: Schriftenreihe des LJV Bayern, Bd. 4, Wasserwildsymposium des LJV Bayern in Prien am Chiemsee, Schutz und Nutzung von Feuchtgebieten: 35-49.
- KELLER, V., 1995: Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel - eine Literaturübersicht. Orn. Beobachter 92: 3-38.
- KOEPFF, C. & DIETRICH, K., 1986: Störungen von Küstenvögeln durch Wasserfahrzeuge. Vogelwarte 33: 232-248.
- KÖSTER, H., NEHLS, G. & THOMSEN, M., 2001: Hat der Kiebitz noch eine Chance? Corax 18, Sonderheft 2: 121-132.
- KÜHL, J., 1979: Zum Flucht- und Anpassungsverhalten der Graugänse (*Anser anser*) nach Untersuchungen an schleswig-holsteinischen Gewässern. Vogelwelt 15: 217-225.
- KREISER, K., 2005: Vogeljagd in Europa: Der aktuelle Stand der Diskussion auf EU-Ebene. Ber. Vogelschutz 42: 75-85.
- KRUMMENACKER, T., 1998: Frankreichs Jäger: Gegen Zugvögel und europäisches Recht. Limicola 12: 268-271.
- LANGGEMACH, T. & BELLEBAUM, J., 2005: Präda-tion und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259-298.
- LAURSEN, K., KAHLERT, J. & FRIKKE, J., 2005: Factors affecting escape distances of staging waterbirds. Wild. Biol. 11:13-19.
- LINDEROTH, P., 1993a: Wasservogelmanagement am Oberrhein. Wildforschung in Baden-Württemberg, Hrsg. Wildforschungsst. Bad-Württ., Aulendorf.
- LINDEROTH, P., 1993b: Versuche zur Abwehr von Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen durch Saatgänse. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag der WFS Aulendorf.
- LINDEROTH, P., 2001: Beitrag zur aktuellen Diskussion um die Wasservogeljagd in Deutschland. Beitr. z. Jagd und Wildforsch. 26: 473-493.
- LINDEROTH, P., 2004a: Position der WFS zur diskutierten Änderung des Katalogs der jagdbaren Vogelarten (Teil I). WFS - Mitteilungen Nr. 2/2004.
- LINDEROTH, P., 2004b: Position der WFS zur diskutierten Änderung des Katalogs der jagdbaren Vogelarten (Teil II). WFS-Mitteilungen Nr. 3/2004.
- LINDEROTH, P., 2005: Effects of extensive waterfowl hunting on the gadwall (*A. strepera*) at the nature reserve Rohrsee. Extended abstracts of the XXVIIth. IUGB Congress in Hannover: 394-395.
- MADSEN, J., 1985: Impact of disturbance on field utilization of Pink-footed Geese in west Jutland, Denmark. Biol. Cons. 33: 53-63.

- MADSEN, J., 1988: Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea and impact of food supplies and shooting on movements. *Dan. Rev. Of Game Biol.* 13: 1-32.
- MADSEN, J., 1994: Impact of disturbance on waterfowl. *Ibis* 137: 67-74
- MADSEN, J. & FOX, A.D., 1995: Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. *Wildl. Biol.* 1 (4): 193-207.
- MAHER, M., 1982: Response by waterfowl to hunting pressure: a preliminary study. *Aust. Wildl. Res.* 9: 527-531.
- MEILE, P., 1988: Die Bedeutung der „Gemeinschaftlichen Wasserjagd auf dem Untersee und Rhein“ für überwinternde Wasservögel am Ermatinger Becken. Unveröffentl. Schlussbericht im Auftrag des Kantons Thurgau und des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg.
- MELTOFTE, H., 1978: Skudeffektivitet ved intensiv kystfuglejagt i Danmark (with an English summary: Efficiency at intensive shooting along coasts in Denmark). *Dansl Orn. Foren. Tidsskr.* 72: 217-221.
- MELTOFTE, H., 1982: Shooting disturbance of waterfowl. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.*, 76: 21-35.
- MELTOFTE, H., 1996: A new danish hunting and wildlife management act: The result of mutual understanding and compromise between hunters and non-hunters. *Gibier Faune Sauvage* 13: 1009-1021.
- MIGOYA, R., 1989: Chronology of migration, harvest and foodhabits of wintering waterfowl in Sinaloa, Mexico. M.S. Thesis, Auburn Univ., 81p.
- MITLACHER, G., 1997: Ramsar Bericht Deutschland. (Hrsg. Bundesamt f. Natursch.). Schriftenreihe f. Landschaftspf. u. Natursch., Heft 51, Bonn -Bad Godesberg.
- OWENS, N.W., 1977: Responses of wintering brent geese to human disturbances. *Wildfowl* 28: 5-14.
- PEGEL, M. & LINDEROTH, P., 2003: Jagd. In: Braun, M. & Dieterlen, F. (Hrsg.): Die Säugetiere Baden-Württembergs, Bd. 1, Ulmer Verlag, Stuttgart.
- PUTZER, D., 1983: Segelsport vertreibt Wasservögel von Brut-, Rast- und Futterplätzen. *Mitt. LÖLF* 8: 29-34.
- RANDLER, C., 2000: Wasservogelhybriden (Anseriformes) im westlichen Mitteleuropa - Verbreitung, Auftreten und Ursachen. *Ökol. Vögel* 22: 1-106.
- REICHHOLF, J. H., 1978: Die Auswirkungen des Hochwassers 1977 auf den Herbstzug der Wasservögel am Egglfinger Innstausee. *Mitt. Zool. Ges. Braunau* 3: 69-79.
- REICHHOLF, J. H., 2002: Entenjagd und Ökosystem Gewässer. In: Vogeljagd: 28-40. Hrsg. Ökol. Jagdverein Bayern.
- SACHS, L., 1974: Angewandte Statistik. 4. Aufl., Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- SCHNEIDER, M., 1986: Auswirkungen eines Jagdschongebietes auf die Wasservögel im Ermatinger Becken (Bodensee). *Ornithol. Jh. Bad-Württ.* 2: 1-46.
- SCHNEIDER-JACOBY, M., FRENZEL, P., JACOBY, H., KNÖTZSCH, G. & KOLB, K-H., 1991: The impact of hunting disturbance on a protected species, the Whooper Swan *Cygnus cygnus* at Lake Constance. Supplement No. 1: 378-382.
- SCHNEIDER-JACOBY, M., BAUER, H.G. & SCHULZE, W., 1993: Untersuchungen über den Einfluß von Störungen auf den Wasser- vogelbestand im Gnadensee (Untersee/Bodensee). *Orn. Jh. Bad-Württ.* 9: 1-24.
- SCHULZE, K.-G. & VON LINDEINER, A., 1997: Vogelschutz und Wasservogeljagd aus Sicht des Landesbundes für Vogelschutz. In: Schriftenreihe des LJV Bayern, Bd. 4, Wasserwildsymposium des LJV Bayern in Prien am Chiemsee, Schutz und Nutzung von Feuchtgebieten: 55-60.
- SCHRÖDER, H., 1974: Reaktionen von Wildgänsen auf tierische Feinde und auf vom Menschen verursachte Störungen. *Falke* 21: 188-195.
- SCHWENKEL, H., 1937: Naturschutzgebiet Rohrsee, Beschreibung und Würdigung des Gebiets. Karlsruhe (Mskr., Landesanstalt für Umweltschutz B.-W.).

- SEITZ, J., 2001: Zur Situation der Wiesenvögel im Bremer Raum. *Corax* 18, Sonderheft 2: 55-66.
- SMIT, C.J. & VISSER, J.M., 1993: Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. In: Davidson, N. & Rothwel, P. (Eds.), *Water Study Group Bulletin* 68, Sp. Issue: 6-19.
- SPILLING, E., BERGMANN, H.H. & MEIER, R., 1999: Flock size in foraging White-fronted bean geese in the Elbe valley and their effects on flight distance and time budget. *Journal f. Ornith.* 34: 325-334.
- SUDFELDT, C., DOER, D. & WAHL, J., 2002: Important Bird Areas und potenzielle Ramsar-Gebiete in Deutschland. *Ber. Vogelschutz* 39: 119-132.
- SUDFELDT, C., WAHL, H. & BOSCHERT, M., 2003: Brütende und überwinternde Wasservögel in Deutschland. *Corax* 19, Sonderh. 2: 51-81.
- SUTER, W. & VAN EERDEN, M.,R., 1992: Simultaneous mass starvation of wintering diving ducks in Switzerland and the Netherlands: a wrong decision in the right strategy? *Ardea* 80: 229-242.
- THOMAS, G.J., 1976: Habitat usage of wintering ducks at the Ouse Washes, England. *Wildfowl* 27: 147-152.
- VOGELWARTE SEMPACH, 2003: Rostgans: Entflogener Gehegevogel als Problem für Wildvogelarten. *Merckblatt Nicht-einheimische Arten* Nr. 1, Hrsg. Vogelwarte Sempach.
- WAHL, J., BLEW, J., GARTHE, S., GÜNTHER, K., MOOIJ, J. & SUDFELDT, C., 2003: Überwinternde Wasser- und Watvögel in Deutschland: Bestandsgrößen und Trends ausgewählter Vogelarten für den Zeitraum 1990-2000. *Ber. Vogelschutz* 40: 91-103.
- WAHL, J., 2002: Biogeografische Populationen bei rastenden und überwinternden Wasservögeln in Deutschland am Beispiel der Schnatterente (*Anas strepera*). Diplomarbeit Uni Münster.
- WESTERMANN, K., 1985: Massenabschuss von Enten in Rheinau-Freistett, Ortenaukreis. *Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelsch.* 25:77-86.
- WETLANDS INTERNATIONAL, 2002: Waterbird population estimates- 3. edition. *Wetlands International Global Series No. 12*, Wageningen, Netherlands.
- WITT, K., BAUER, H.G., BERTHOLD, P., BOYE, P., HÜPPOP, O. & KNIEF, W., 1996: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 2. Fassung, *Ber. Vogelschutz* 34:11-35.
- WOTSCHIKOWSKY, U., 1997: Naturschutz und Entenjagd - Wildtiermanagement: ein Fallbeispiel. In: *Schriftenreihe des LJV Bayern*, Bd. 4, *Wasserwildsymposium des LJV Bayern in Prien am Chiemsee*, Schutz und Nutzung von Feuchtgebieten: 29-34.
- ZIEGLER, G. & HANKE, W., 1988: Entwicklung von Stockentenbeständen in der Häverner Marsch unter dem Einfluss der Jagd. *Vogelwelt* JG. 109, Heft 3: 118-125.

## Schriften der Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg

### Schriftenreihe Wildforschung in Baden-Württemberg:

- Band 1 (1990) Fütterung und Äsungsverbesserung für Reh- und Rotwild. Referate und Diskussionsbeiträge.
- Band 2 (1992)\* Thor, G. & Pegel, M.: Zur Wiedereinbürgerung des Luchses in B.-W.*
- Band 3 (1993) Linderoth, P.: Wasservogelmanagement am Oberrhein.
- Band 4 (1995) Hahn, N. & Kech, G.: Literaturübersicht zur Schwarzwildforschung.
- Band 5 (2000) Pegel, M. et al.: Rehwildprojekt Borgerhau
- Band 6 (2007) Linderoth, P.: Der Einfluss extensiver Jagd auf den Wasservogelbestand an einem Rastplatz der Schnatterente (*Anas strepera*) in Süddeutschland

### Merckblätter:

Merckblatt Wildforschung Nr. 1 (1993) Dem Haselhuhn helfen.

Merckblätter Jagd und Wild in Baden-Württemberg:

Merckblatt Nr. 1 (1997)\* Die Nutria

Merckblatt Nr. 2 (1997)\* Der Waschbär

Merckblatt Nr. 3 (1997)\* Der Marderhund

Merckblatt Nr. 4 (2005)\* Entnahme von Proben beim Wildschwein zur Untersuchung auf Trichinen

### Berichte:

*Bericht Nr. 1 (1990)\* Wildbiologische Begleitforschung zur Flächenstillegung*

*Bericht Nr. 2 (1994)\* Jagdbericht Baden-Württemberg 1992/1993*

*Bericht Nr. 3 (1995)\* Jagdbericht Baden-Württemberg 1993/1994*

*Bericht Nr. 4 (1996)\* Jagdbericht Baden-Württemberg 1994/1995*

*Bericht Nr. 5 (1996)\* Begleituntersuchungen zur Jagdgebrauchshundeausbildung im Fach Wasserarbeit mit lebender Ente im Rahmen der Stuttgarter Vereinbarung.*

Bericht Nr. 8 (2002) Jagdbericht Baden-Württemberg 2000/2001

Bericht Nr. 9 (2003) Jagdbericht Baden-Württemberg 2001/2002

Bericht Nr. 10 (2003) Jagdbericht Baden-Württemberg 2002/2003

Bericht Nr. 11 (2004) Jagdbericht Baden-Württemberg 2003/2004

Bericht Nr. 12 (2005) Jagdbericht Baden-Württemberg 2004/2005

Bericht Nr. 13 (2006) Jagdbericht Baden-Württemberg 2005/2006

### WFS-Mitteilungen:

Im Internet unter: [www.lvvg-bw.de](http://www.lvvg-bw.de)

unter - Schriften / Themenbereich Wildforschung

\* = Vergriffen