vetmeduni vienna

Universität für Bodenkultur Wien

Wildökologische Aspekte des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*) bei Rot- und Rehwild im Osten Österreichs

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science

im Rahmen des Studiums Wildtierökologie und Wildtiermanagement

Eingereicht von: Jennifer OBERMAYER
Matrikelnummer: 0807100

Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ)
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

Betreuer:
Priv.-Doz. Dr. rer. nat. Georg Duscher
Institut für Parasitologie
Department für Pathobiologie

Wien, Dezember 2016

Universität für Bodenkultur Wien

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel und Quellen genutzt habe als jene, die im Text und in der Literaturliste erwähnt werden. Ich erkläre weiters, dass alle Personen und Institutionen, die direkt oder indirekt bei der Erstellung der Arbeit geholfen haben, erwähnt sind und dass die Arbeit oder Teile davon an keiner anderen Institution als Abschlussarbeit eingereicht worden ist.

01.Dezember 2016	
Datum	Unterschrift

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei meinem Betreuer Herrn Priv.-Doz. Dr. rer. nat. Georg Duscher, der mir die Durchführung der Masterarbeit am Institut für Parasitologie ermöglichte und die Betreuung übernahm, herzlich bedanken.

Des Weiteren möchte ich mich bei Herrn MMag. Dr. Josef Ursprung, für die Bereitstellung seiner über einen langen Zeitraum gesammelten Daten über den Amerikanischen Riesenleberegel, für die Leihgabe seiner Literatursammlung und für die ausführliche Auskunft über das Projekt und die zahlreichen anderen interessanten Informationen, bedanken. Ohne ihn wäre das alles gar nicht möglich gewesen.

Mein weiterer Dank gilt dem Niederösterreichischen Landesjagdverband, insbesondere Herrn Ing. Alois Gansterer. Danke für die schnellen Rückmeldungen, die Informationen, das Kartenmaterial und sonstige Hilfeleistungen.

Danke auch an den Nationalpark Donau-Auen, besonders an Frau Mag. Karoline Zsak, für die zahlreiche Literatur und den generellen Erfahrungsaustausch. Danke den Österreichischen Bundesforsten Eckartsau, insbesondere Herrn Ing. Erich Werger, für die zahlreichen Daten und Informationen. Danke der Forstverwaltung Lobau, speziell DI Alexander Faltejsek, für die Zurverfügungstellung von Daten und Fakten.

Ganz besonders möchte ich mich auch bei dem Bezirksjägermeister von Wien Umgebung Herrn ÖkR Andreas Radlinger bedanken. Dankeschön für die zahlreichen Gespräche und Informationen. Generell möchte ich mich auch bei der gesamten Jägerschaft und der Bezirkshauptmannschaft von Niederösterreich bedanken.

Zu guter Letzt möchte ich mich bei meinen Eltern Gabriele und Christian, bei meiner Schwester Nicole, meinem Schwager Martin und bei meinem Freund Benedikt, bedanken! Danke, dass ihr meine Launen ertragen und mir „beigestanden“ habt. Danke Mama und Papa, dass ihr mich immer unterstützt und mich immer wieder ermutigt, meine Träume zu verfolgen. Ohne euch wäre ich sicher nicht da, wo ich jetzt bin.

Ein letztes Dankeschön gilt auch den Korrekturlesern: Julia, Mathias und Mama.

Abstract

The giant liver fluke, *Fascioloides magna*, is an introduced trematodespecies from North America. This parasite has already established itself since it's discovery in 2000 in eastern Austria in the Danube flooplain forests. Because of the danger of economic hunting damage, infection of livestock and the further spread to other parts of Austria, a project in 2001 to monitor and control *Fascioloides magna* was launched. This project examined faeces of red deer and livers of red- and roe deer. Since February 2001, red deer were treated with the anthelminthic triclabendazole, which was mixed into the feed. The evaluations of the prevalence, the intensity and the faecal samples are based on already existing data from the last 15 years, which are raised by MMag. Dr. Ursprung. The prevalence of intitial 100% in the space of Fischamend, a highly endemic area, decreased till 2005 to 13%. The intensity in Fischamend were reduced from 47,3 individuals per liver in 2000 to 2,3 individuals per liver in 2005. There was also a decrease in eggs per gram of faeces and the prevalence of positive faecessamples were also significantly reduced. The use of triclabendazole required to be successful, until the year of 2006. The prevalence rose again to 72,7% and fell again by 2010 to 46,7%. Since 2011, a renewed increase in the prevalence in Fischamend was observed, the prevalence was in 2015 again by 89,5%. From 2007 on the prevalence increased north of the Danube sharply, here were treatments since 2008 also performed. A general eradication of this parasite is no longer possible. The renewed increase in the prevalence and the spread to new host species suggest that to control the giant liver fluke only with triclabendazole will achieve no further improvement. Additional control measures, such as reduction in red deer density, intervention measures or improvement of feeding hygiene, and interdisciplinary cooperation should be considered.

Keywords: *Fascioloides magna, Cervus elaphus, Capreolus capreolus,* prevalence, Austria

Kurzfassung

Der Amerikanische Riesenleberegel, *Fascioloides magna*, ist eine eingeschleppte Trematodenspezies aus Nordamerika. Dieser Parasit hat sich bereits, seit seiner Entdeckung im Jahr 2000, im Osten Österreichs im Bereich der Donau-Auen etabliert. Wegen der Gefahr von jagdwirtschaftlichen Schäden, der Ansteckung von Haustieren und der weiteren Ausbreitung in andere Teile Österreichs, wurde 2001 ein Projekt zur Überwachung und Kontrolle von *Fascioloides magna* ins Leben gerufen. Dieses Projekt untersucht seitdem Losungen von Rothirschen und Lebern von Rot- und Rehwild. Seit Februar 2001 wird Rotwild mit dem Anthelminthikum Triclabendazol, welches im Futter beigemischt wird, behandelt. Die Auswertungen der Prävalenzen, der Befallsintensitäten und der Kotproben beziehen sich auf bereits vorhandene Daten der letzten 15 Jahre, die von MMag. Dr. Ursprung erhoben wurden. Die Prävalenz von anfänglichen 100% im Raum Fischamend, einem hoch endemischen Gebiet, sank bis 2005 auf 13%. Auch die Befallsintensität in Fischamend ging von 47,3 Egeln pro Leber im Jahr 2000 auf 2,3 Egeln pro Leber im Jahr 2005 zurück. Ebenfalls zeigte sich eine Abnahme der Eier pro Gramm Kot und auch die Anzahl positiver Losungsproben wurde deutlich reduziert. Der Einsatz von Triclabendazol schien, bis zum Jahr 2006, erfolgreich zu verlaufen. Die Prävalenz stieg wieder auf 72,7% an und fiel wieder bis zum Jahr 2010 auf 46,7% ab. Seit dem Jahr 2011 ist ein neuerlicher Anstieg der Prävalenz im Raum Fischamend zu beobachten, diese betrug im Jahr 2015 wieder 89,5%. Ab dem Jahr 2007 stieg auch die Prävalenz nördlich der Donau stark an, hier werden seit 2008 ebenfalls Behandlungen durchgeführt. Von einer generellen Eradikation des Parasiten ist nicht mehr auszugehen. Der erneute Anstieg der Prävalenz und die Ausbreitung auf neue Wirtsarten lassen darauf schließen, dass eine alleinige Behandlung mit Triclabendazol keine weitere Verbesserung erzielen wird. Ergänzende Bekämpfungsmaßnahmen, wie zum Beispiel Reduzierung der Rotwilddichte, Lenkungsmaßnahmen sowie Verbesserung der Fütterungshygiene und eine interdisziplinäre Zusammenarbeit, sollten in Erwägung gezogen werden.

Schlüsselwörter: *Fascioloides magna*, *Cervus elaphus, Capreolus capreolus,* Prävalenz, Österreich

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung 8

1.1 Biologie und Entwicklungszyklus 10

1.2 Endwirte von *Fascioloides magna* 14

1.3 Zwischenwirte von *Fascioloides magna* 16

1.4 Hypothesen und Ziele 17

2. Material und Methoden 18

2.1 Untersuchungsgebiet 18

2.2 Wildbestand 19

2.3 Untersuchungsmaterial 20

2.3.1 Koproskopische Untersuchungen 20

2.3.2 Lebern 21

2.3.3 Klassifizierung der untersuchten Lebern 22

2.4 Behandlungsaktionen 22

2.5 Auswertung der Daten 26

3. Ergebnisse 27

3.1 Rothirschlebern 27

3.2 Rehlebern 34

3.3 Fischamend 36

3.4 Nationalpark Donau-Auen 42

3.5 Verbreitung von *Fascioloides magna* in Österreich 44

4. Diskussion 46

5. Literaturverzeichnis 54

6. Tabellenverzeichnis 61

7. Abbildungsverzeichnis 62

8. Anhang 64

1. Einleitung

Der Amerikanische Riesenleberegel, *Fascioloides magna*, (Bassi 1875, Ward 1917, Tab.1) ist ein Endoparasit in der Leber, von vor allem wildlebenden und domestizierten Wiederkäuern, welcher in Nordamerika heimisch ist (Pybus 2001). Dort sind in erster Linie Cerviden, wie zum Beispiel Weißwedelhirsche (*Odocoileus virginianus*), Wapitis (*Cervus elaphus canadiensis*) und Karibus (*Rangifer tarandus*) betroffen (Eckert et al. 2011). Jedoch infizieren sich auch viele Nutztiere in Nordamerika, der Befall spiegelt sich durch enorme wirtschaftliche Schäden in der Viehhaltung wieder (Olsen 1949, Craig und Bell 1978). Das erste Mal wurde der Amerikanische Riesenleberegel bei Rothirschen (*Cervus elaphus*) 1875 in Europa in einem italienischen Nationalpark in der Nähe Turins entdeckt (Bassi 1875). Damals wurde vermutet, dass das erstmalige Auftreten von *Fascioloides magna* in Europa durch das Importieren infizierter Tiere erklärt werden könnte (Erhardová-Kotrlá 1971). Diese Annahme wurde 2011 mittels neuester molekularbiologischer Untersuchungen bestätigt. Die Populationen des Amerikanischen Riesenleberegels in Europa stammen aus verschiedenen Gebieten Nordamerikas. Diese Untersuchungen lassen keinen Zweifel daran, dass dieser Parasit mehrmals nach Europa eingeschleppt wurde (Králová-Hromadová et al. 2011, Kašný et al. 2012). Erst 1887 konnte der Amerikanische Riesenleberegel in seiner eigentlichen Heimat bei einem Rind nachgewiesen werden (Curtice 1887 [zit. in Stiles 1895]). Jahre nach der Entdeckung von Bassi (1875) konnte der Amerikanische Riesenleberegel auch in anderen Ländern Europas nachgewiesen werden: in der Tschechischen Republik (Ullrich 1930), in Deutschland (Salomon 1932), in Spanien (Almarza 1935), in Polen (Ślusarski 1955), in Österreich (Pfeiffer 1983), in der Slowakei (Rajský et al. 1994), in Ungarn (Majoros und Sztojkov 1994), in Kroatien (Marinculić et al. 2002) und in Serbien (Marinković und Nešić 2008). Hierbei handelte es sich größtenteils um Einzelfunde, bei denen nicht in allen Ländern eine dauerhafte Etablierung von *Fascioloides magna* nachgewiesen werden konnte. Seit 1950 wurden erstmals in der ehemaligen Tschechoslowakei enorme wirtschaftliche Schäden bei Rot-, Dam- und Rehwild gemeldet. Dies gab den Anstoß auch in Europa eine intensivere Erforschung der Biologie und der Epidemiologie des Amerikanischen Riesenleberegels zu betreiben (Erhardová-Kotrlá 1971, Vodnansky und Raský 2001). Verluste in der Nutztierhaltung in Europa sind weit weniger bekannt als in Nordamerika und eher nur Ausnahmen. Die Ansteckung von Nutztieren, in Europa bekannt von Rindern (Chroustová et al. 1980, Balbo et al. 1987, 1989), Schafen (Almarza 1935) und Pferden (Balbo et al. 1987, 1989), erfolgte über die von Wild kontaminierten Weiden beziehungsweise über dort gewonnenes Heu (Ursprung 2001). In Österreich wurde der Amerikanische Riesenleberegel erstmals 1981 bei Damhirschen (*Dama dama*) in einem Wildgatter in Niederösterreich entdeckt (Pfeiffer 1983). Der erste Nachweis dieser Trematodenspezies in freier Wildbahn in Österreich wurde im Jahr 2000 bei Rotwild in den Donau-Auen bei Fischamend geliefert

(Winkelmayer und Prosl 2001). Um eine mögliche Schadwirkung auf heimische Wildbestände nachzuweisen und um eine medikamentöse Bekämpfung durchzuführen, wurde von 2001 bis 2006 ein EU-Interreg-III-A-Projekt „AMRI-EGEL-AUSTRIA“ des Niederösterreichischen Landesjagdverbandes und des Institutes für Parasitologie und Zoologie der Veterinärmedizinischen Universität Wien gegründet. Dieses wird seither als Monitoring-Projekt des Niederösterreichischen Landesjagdverbandes in reduzierter Form weitergeführt (Ursprung und Prosl 2011). Im Jahr 2001 konnte die Ausbreitung in Gebiete nördlich der Donau beobachtet werden. Des Weiteren konnte bei Rehen (*Capreolus capreolus*) im Jahr 2001 ein Befall von *Fascioloides magna* nachgewiesen werden (Ursprung 2006). Aufgrund der schnellen Ausbreitung des Amerikanischen Riesenleberegels und der hohen Infektionsrate, werden seit dem Jahr 2001 im Gebiet der Donau-Auen Rothirsche mit dem Anthelminthikum Triclabendazol behandelt. Im Jahr 2010 wurde der erste Nachweis von einem infizierten Damwild in freier Wildbahn im Gebiet der Unteren Lobau (Wien) geliefert (Ursprung 2011). 2011 konnte eine Ausbreitung in die March-Auen beobachtet werden, ein befallenes Reh aus Hainburg an der Donau und mehrere infizierte Hirsche aus dem Gebiet von Marchegg wurden gemeldet aber keine Proben gelangten zur Untersuchung (Ursprung 2012). Im Jahr 2015 wurde erstmalig, in den Lebern von Wildschweinen (*Sus scrofa*) im Jagdrevier Fischamend und in der Leber eines Mufflons (*Ovis gmelini musimon*) in der Unteren Lobau, der Amerikanische Riesenleberegel gefunden (Ursprung 2016a).

Im Jahr 2006 erschien die erste große Publikation über das Vorkommen, die Verbreitung und die Bekämpfung von *Fascioloides magna* (Ursprung et al. 2006), fünf Jahre später im Jahr 2011 wurden erneut alle Ergebnisse veröffentlicht (Ursprung und Prosl 2011) und nun, wieder fünf Jahre später, erscheint es sinnvoll die Situation rund um den Amerikanischen Riesenleberegel neu zu beurteilen und die Ergebnisse der letzten 15 Jahre aufzuzeigen. Da es seit dem Jahr 2000 nicht nur zu einer Ausbreitung des Amerikanischen Riesenleberegels in den Donau-Auen (Lobau bis Staatsgrenze), sondern auch zu einer Erweiterung des Spektrums in Österreich betroffener und nachgewiesener Wirtsarten kam (Ursprung 2006-2016a).

Tabelle 1: Darstellung der Systematik von *Fascioloides magna* (Bassi 1875, Ward 1917, Králová-Hromadová et al. 2016).

Systematik	
Stamm	*Plathelminthes*
Klasse	*Trematoda*
Unterklasse	*Digenea*
Ordnung	*Echinostomida*
Familie	*Fasciolidae*
Gattung	*Fascioloides*
Art	*Fascioloides magna*

1.1 Biologie und Entwicklungszyklus

Morphologisch ist der Amerikanische Riesenleberegel gut von anderen Leberegelarten abgrenzbar, da er unter anderem zu den größten Trematoden gehört (Abb. 1). Er ist deutlich länger (70-100 mm) und breiter (20-30 mm) als zum Beispiel der Große Leberegel (*Fasciola hepatica*) und der Riesenleberegel (*Fasciola gigantica*). Des Weiteren gibt es auch einen Unterschied im Hauptsitz der adulten Egel, während *Fasciola hepatica* und *Fasciola gigantica* in den Gallengängen der Leber vorkommen, befällt *Fascioloides magna* das Leberparenchym (Eckert et al. 2011). Sehr ähnlich zu dem Großen Leberegel aber bislang noch nicht so detailliert untersucht, ist der Entwicklungszyklus des Amerikanischen Riesenleberegels (Abb. 2). Durch dieselbe Schneckenart als Zwischenwirt, sowie dieselben Habitatansprüche zeichnet sich der Große Leberegel auch aus, um Prognosen über passende Bekämpfungsmaßnahmen beziehungsweise Behandlungszeitpunkte zu erstellen (Ursprung 2006). Nachweise von einem *Fascioloides magna* Befall beim Menschen, wie von *Fasciola hepatica* bereits beschrieben, liegen bislang weder aus Nordamerika noch aus Europa vor.

Abbildung 1: Adultstadium des Amerikanischen Riesenleberegels, *Fascioloides magna*. (Foto: M. Kašný aus Malcicka 2015)

Der Lebenszyklus von *Fascioloides magna* ist sehr komplex und beinhaltet neben diverser Wirbeltierspezies als Endwirte auch Schnecken der Familie Lymnaeidae (Schlammschnecken) als Zwischenwirte (Ursprung et al. 2006, Abb. 2). Der komplette Entwicklungszyklus wurde 1935 von Swales beschrieben und später erfolgte von Erhardová-Kotrlá (1971) eine detailliertere Beschreibung der Entwicklungsstadien. Der Lebenszyklus des Amerikanischen Riesenleberegels kann in vier Abschnitte eingeteilt werden (Králová-Hromadová et al. 2016, Abb. 2).

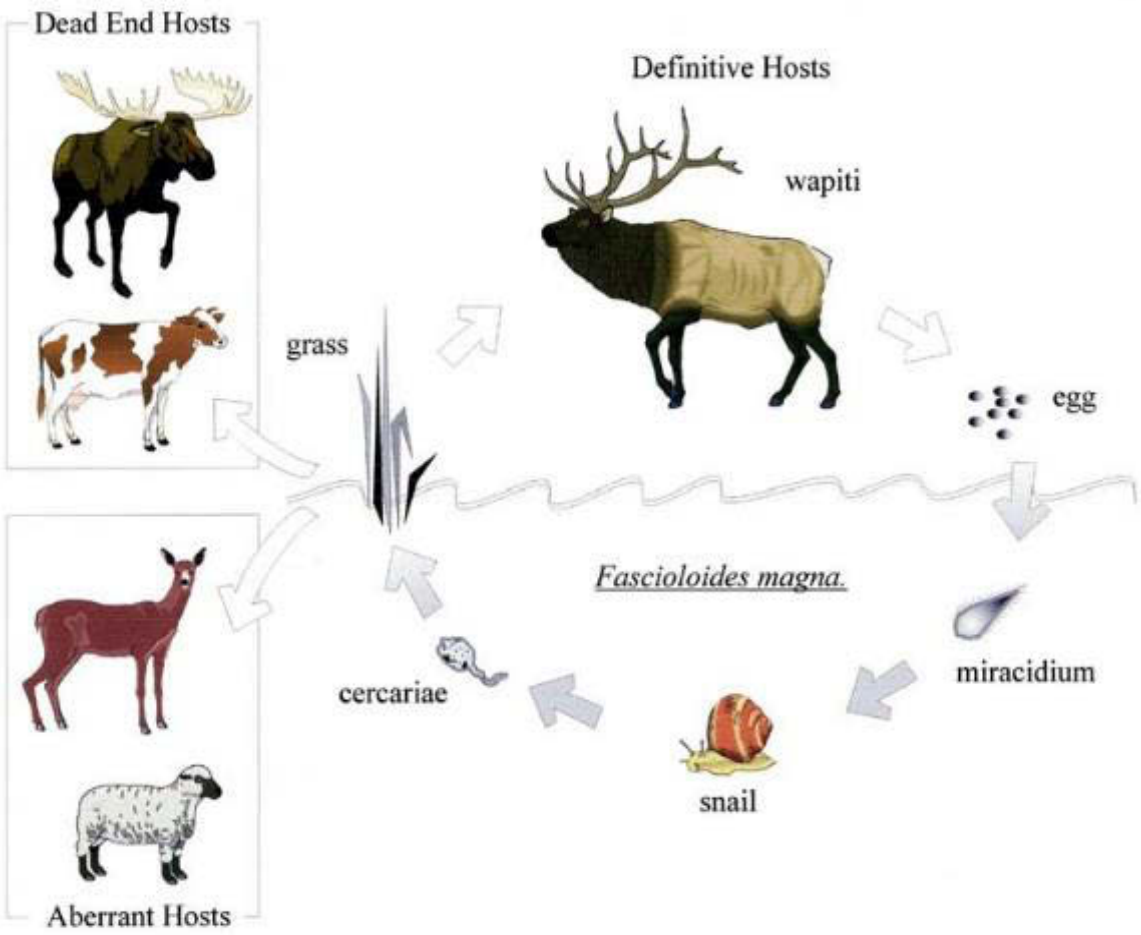


Abbildung 2: Lebenszyklus von *Fascioloides magna*. (Quelle: Pybus 2001)

Das erste Stadium (exogene Entwicklung): Adulte Egel befinden sich gewöhnlich in Pseudozysten in der Leber des Endwirtes und können bis zu 4.000 dickwandige Eier pro Tag freisetzen (Swales 1935, Abb. 3). Die Pseudozysten stehen mit den Gallengängen in Verbindung und gelangen mit der Gallenflüssigkeit in den Dünndarm. Anschließend verlassen diese den Endwirt mit dem Kot (Erhardová-Kotrlá 1971). In den Eiern entwickeln sich Mirazidien, welche auch als Wimpernlarven bezeichnet werden und das erste Larvenstadium darstellen (Abb. 3). Die komplette embryonale Entwicklung dauert ungefähr 35 Tage (Swales 1935). Diese Angabe kann aber stark variieren, in Hinblick auf Temperatur und Feuchtigkeit beziehungsweise Nässe der Umgebung (Pybus 2001). Generell kann bei einer Temperatursenkung, eine Verlängerung der Entwicklung beobachtet werden, wohingegen bei einer Temperaturerhöhung (bis zu 34°C) die Entwicklung schneller vorangeht (Erhardová-Kotrlá 1971). Bei Temperaturen unter 20°C wird die Entwicklung verzögert, wohingegen bei Temperaturen über 34°C Abnormitäten der Entwicklung und Unfähigkeiten beim Schlüpfen auftreten (Campbell 1961, Erhardová-Kotrlá 1971). Nach durchschnittlich zwei bis vier Wochen, abhängig von den Umweltbedingungen, schlüpfen die mit Zilien versehenen Wimpernlarven (Schwartz et al. 1993). Freilebende Mirazidien suchen

aktiv nach einem geeigneten Zwischenwirt, dies gelingt durch positive Phototaxis und durch das Vorhandensein chemischer Rezeptoren (Chemotaxis), die den Schleim von Schlammschnecken „erkennen“ (Campbell 1961, Erhardová-Kotrlá 1971). Wenn ein passender Zwischenwirt gefunden wurde, dringt die Wimpernlarve in die Mantelfalte im posterioren Bereich der Lunge ein (Swales 1935). Falls kein geeigneter Zwischenwirt gefunden werden konnte, stirbt die Wimpernlarve ab. Mirazidien können in feuchter Umgebung zehn bis 16 Stunden (Erhardová-Kotrlá 1971) oder sogar ein bis zwei Tage (Pybus 2001) überleben.

Das zweite Stadium (Entwicklung im Zwischenwirt): Die Entwicklung im Zwischenwirt oder auch die Vermehrungsphase beginnt mit der Umwandlung der Wimpernlarve zu einer Sporozyste in verschiedenen Organen der Schnecke. Dieser Prozess dauert in der Regel nur acht bis zehn Stunden (Swales 1935, Erhardová 1961, Schwartz et al. 1993). Sporozysten sind in der Lage zwei Arten von Redien auszubilden, die in das Gewebe des Zwischenwirtes eindringen (Schwartz et al. 1993). Zuerst bildet sich die Sporozyste zu einer Mutterredie aus. Größtenteils beinhaltet je eine Sporozyste eine Mutterredie, bestehend aus vier bis sechs Keimballen. Die Redien werden nach ein bis zwei Wochen freigesetzt und wandern überwiegend in die Nieren, in die weiblichen Fortpflanzungsorgane und in die Lungenhöhle des Zwischenwirtes. In einer Mutterredie bilden sich vier bis sechs Tochterredien, diese reifen heran und werden schließlich nach 30 bis 32 Tagen nach Eindringen in den Zwischenwirt, freigelassen. In jeder Tochterredie entwickeln sich wiederum eine bis sechs Zerkarien (Erhardová-Kotrlá 1971, Abb. 3).

Das dritte Stadium (exogene Entwicklung): Die aus den Tochterredien entstandenen Zerkarien migrieren 42 bis 44 Tage nach der Infektion des Zwischenwirtes, in der Regel in die Mitteldarmdrüse und in die Fortpflanzungsorgane des Zwischenwirtes, um hier ihre Entwicklung zu vollenden. Nach den komplexen Multiplikationsprozessen im Zwischenwirt, sind zahlreiche Larvengenerationen innerhalb von ca. zweieinhalb Monaten gebildet worden. Als Ergebnis dessen, werden etwa 1.000 Zerkarien von einer infizierten Schnecke in die Umwelt entlassen (Swales 1935, Erhardová 1961). Die Entwicklung in einer Schnecke hängt hauptsächlich von physikalischen Bedingungen, wie zum Beispiel Temperatur, Feuchtigkeit etc. und der Spezies des Zwischenwirtes ab (Pybus 2001). Nach Verlassen der Schnecke, schwimmen die Zerkarien zunächst frei im Wasser, bis sie schließlich an der Oberfläche von Uferpflanzen enzystieren und sich zu Metazerkarien entwickeln (Schwartz et al. 1993, Abb. 3). Metazerkarien repräsentieren das infektiöse Stadium für Endwirte, welche während zwei bis zweieinhalb Monaten in der Umwelt (auf Unter- oder Überwasservegetation), vor allem in kaltem Wasser, überdauern (Schwartz et al. 1993, Erhardová-Kotrlá 1971). „Metazerkarien-infizierte“ Pflanzen können von domestizierten oder freilebenden Wiederkäuern gefressen werden, vor allem in zwei Übertragungsperioden, im späten Sommer oder Herbst und im Frühling (Erhardová-Kotrlá 1971).

Das vierte Stadium (Entwicklung im Endwirt): Der Endwirt wird durch die orale Aufnahme von Metazerkarien, die an ufernaher Vegetation oder an schwimmenden Pflanzenteilen haften, infiziert. Die sich nun im Verdauungstrakt befindenden juvenilen Egel penetrieren die Darmwand, migrieren entlang der ventralen Seite der Peritonealhöhle und gelangen nach Durchdringen der Glisson´schen Kapsel in das Leberparenchym, wo sie sich langsam, in ca. 30 Wochen, zu adulten Egeln entwickeln (Pybus 2001, Foreyt und Todd 1976). Die genaue Lokalisation des Amerikanischen Riesenleberegels und der weitere Verlauf der Infektion hängen von der Art des Endwirtes ab (spezifischer Endwirt, Blind- oder Sackgassenwirt, Irrwirt; Plötz 2015). In spezifischen Endwirten kommt *Fascioloides magna* in dünnwandigen, fibrösen Pseudozysten im Leberparenchym vor, die meistens ein Paar aber gelegentlich auch mehrere Egel beinhalten (Foreyt et al. 1977, Schwartz et al. 1993, Pybus 2001). In Blindwirten werden dickwandige Verkapselungen von Egeln beobachtet, wohingegen bei Irrwirten exzessive Wanderungen juveniler Egel und ein Fehlen der Verkapselung charakteristisch sind. Selten in spezifischen Endwirten aber öfters in Irrwirten können juvenile Egel durch abdominale Organe und durch die Brusthöhle wandern, reifen jedoch nicht heran und sterben in der Regel ab (Pybus 2001). Juvenile Egel können bis zu einem Jahr durch das Leberparenchym wandern, bis ein Partner zur Fortpflanzung gefunden wird (Foreyt et al. 1977, Mulvey et al. 1991). Die Entwicklung zu einem adulten Egel und die anschließende Eiablage erfolgt in der Zyste (Pybus 2001). Die Präpatenzzeit des Amerikanischen Riesenleberegels in Wiederkäuern reicht von drei (Erhardová-Kotrlá 1971) bis sieben Monaten (Swales 1935, Foreyt und Todd 1976). Adulte Egel können in Endwirten mindestens fünf Jahre überleben (Erhardová-Kotrlá 1971).

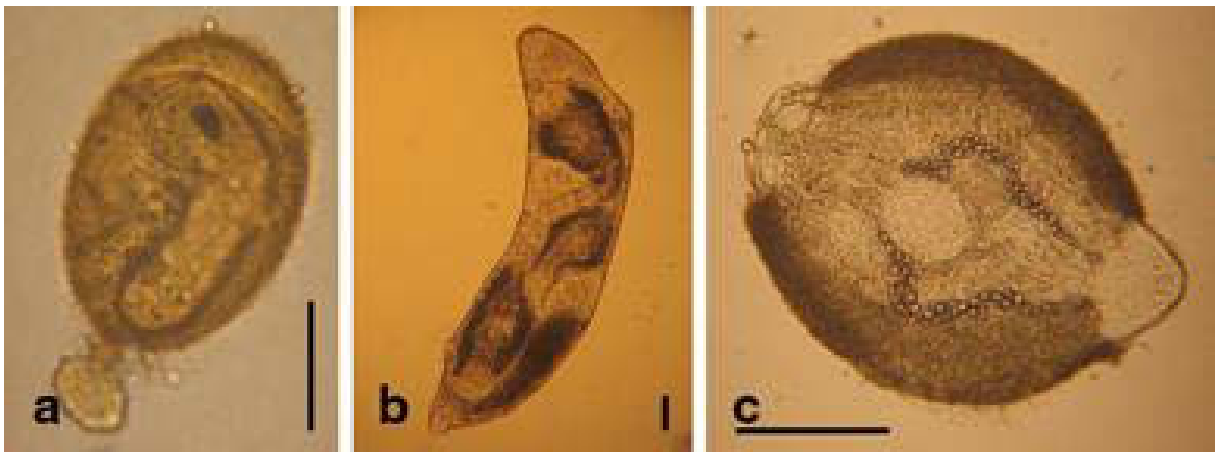


Abbildung 3: Ei und larvale Stadien des Amerikanischen Riesenleberegels: a – Ei mit geöffnetem Operculum und noch nicht geschlüpfter Mirazidie, b – Redie mit Zerkarien und c – Entwicklung einer enzystierenden Zerkarie zu einer Metazerkarie; Maßstab= 50µ. (Foto: Naturhistorisches Museum Wien aus Sattmann et al. 2014)

1.2 Endwirte von *Fascioloides magna*

Endwirte natürlicher Infektionen von *Fascioloides magna* sind hauptsächlich Vertreter der Familien der Cervidae und der Bovidae (Abb. 4). Grundsätzlich können drei Kategorien von Endwirten unterschieden werden. Einerseits die spezifischen Endwirte („definitive hosts“) und andererseits die nicht spezifischen Endwirte, zu welchen die Blind- oder Sackgassenwirte („dead end hosts“) und die Irr- oder Fehlwirte („aberrant hosts“) gehören (Pybus 2001, Plötz 2015).

Spezifische Endwirte werden durch die vollständige Heranreifung der Egel in dünnwandigen Bindegewebszysten charakterisiert. Die Eier, welche durch reife Egel produziert werden, verlassen den Dünndarm über die Gallengänge (Pybus 2001). Spezifische Endwirte tragen so bedeutend dazu bei, dass sich der Amerikanische Riesenleberegel weiter ver- beziehungsweise ausbreiten kann. Die Infektion des spezifischen Endwirtes verläuft häufig subklinisch und die Fazioloidose beeinträchtigt meist nur kaum den Wirt, auch wenn dieser eine hohe Wurmbürde aufweist. Selten kann es jedoch auch durch einen hohen Befall an Egeln zur Abmagerung des Wirtes und durch schwere Leberschäden zum Tod des Wirtes führen. Alle spezifischen Endwirte gehören zu der Familie der Cerviden (Abb. 4), zu welchen folgende zählen: Weißwedelhirsche (*Odocoileus virginianus*), Wapitis (*Cervus elaphus canadiensis*), Rocky-Mountain-Wapitis (*Cervus elaphus nelsoni*), Olympic-Wapitis (*Cervus elaphus roosevelti*), Karibus (*Rangifer tarandus*), Columbia-Schwarzwedelhirsche (Odocoileus hemionus *columbianus*), Maultierhirsche (*Odocoileus hemionus*), Rothirsche (*Cervus elaphus,* Abb. 4) und Damhirsche (*Dama dama*) (Králová-Hromadová et al. 2016).

Infektionen in Blind- oder Sackgassenwirten werden charakterisiert durch eine übermäßige Fibrose, dickwandige Pseudozysten innerhalb des Leberparenchyms und eine schwarze Pigmentierung verschiedener Gewebe (Pybus 2001). In diesen Wirten können die migrierenden juvenilen Egel zwar die Leber erreichen aber nur selten heranreifen. Die wenigen Eier, welche produziert werden, erreichen meistens weder die Gallengänge, noch den Dünndarm und gelangen somit auch nicht in die Umwelt. Im Gegensatz zu den spezifischen Endwirten, tragen die Blind- oder Sackgassenwirte nicht oder kaum dazu bei, infektiöse Stadien von *Fascioloides magna* zu verbreiten (Králová-Hromadová et al. 2016). In seltenen Fällen reifen Trematoden in den dickwandigen Pseudozysten heran und produzieren Eier, welche aber nur dann im Kot erscheinen, wenn die Leber schwer beschädigt ist. Bei diesen Wirten kann es aufgrund der Fazioloidose, zum Beispiel zu schweren Leberschäden, zu einer Hypertrophie der Leber, zu Konditionsverlust und schließlich auch zum Tod führen (Pybus 2001). Diese Gruppe der unspezifischen Wirte beinhaltet eine taxonomisch sehr diverse Artenzusammensetzung. Zu den Blind- oder Sackgassenwirten zählen vor allem: Elche (*Alces alces*), Sikahirsche (*Cervus nippon*), Sambars (*Cervus unicolor*), Hausrinder (*Bos taurus*), Amerikanische Bisons (*Bison bison*),

Yaks (*Bos grunniens*), Nilgauantilopen (*Boselaphus tragocamelus*), Moschusochsen (*Ovibus moschatus*), Pferde (*Equus sp.*), Wildschweine (*Sus scrofa*), Hausschweine (*Sus scrofa f. domestica*), Halsbandpekaris (*Pecari tajacu*) und auch Lamas (*Lama glama*) (Králová-Hromadová et al. 2016).

Bei einer Faszioloidose von Irrwirten wird vorwiegend ein exzessives Wandern juveniler Egel beobachtet. Des Weiteren kann bei Irrwirten die Bildung einer Pseudozyste nicht erfolgen und somit fehlt eine Art Schutzreaktion, wie sie in Blind- oder Sackgassenwirten zu beobachten ist. Durch diese Faktoren kommt es zu einer massiven Zerstörung verschiedener Gewebe und schließlich zum Tod der Wirte. Dabei wird nicht nur hauptsächlich die Leber zerstört, sondern auch Organe in der Peritoneal-, Thorakal- oder Abdominalhöhle (Swales 1935, Erhardová-Kotrlá 1971, Králová-Hromadová et al. 2016). Der Tod tritt meist im präpatenten Stadium, in vier bis sechs Monaten ein, oft aufgrund akuter Peritonitis. In sehr seltenen Fällen, können reife Egel in Irrwirten gefunden werden aber nur wenige Eier werden vor dem Tod der Irrwirte freigesetzt (Swales 1935, Erhardová-Kotrlá 1971). Gelegentlich können klinische Anzeichen einer Faszioloidose, wie zum Beispiel Lethargie, Appetit- oder Gewichtsverlust, bei Irrwirten beobachtet werden. Zu den Irrwirten gehören vor allem domestizierte aber auch freilebende Wiederkäuer: Hausschafe (*Ovis aries*), Hausziegen (*Capra hircus*), Gämsen (*Rupicapra rupicapra*), Dickhornschafe (*Ovis canadensis*), Mufflons (*Ovis orientalis*), sowie Rehe (*Capreolus capreolus*) (Pybus 2001).

Weitgehend soll der Tod der verschiedenen Endwirte von *Fascioloides magna* nicht durch die massive mechanische Leberzerstörung eintreten, sondern durch toxische Produkte des Parasiten, welche die Hemmung lebenswichtiger Stoffwechselprozesse zur Folge haben (Campbell 1960). Spezifische Endwirte, bei denen die Bohrgänge des Egels bindegewebsartig demarkiert sind, können trotz außergewöhnlicher Leberveränderungen mit sogar enormem Verlust an Lebergewebe und hoher Befallsrate, oft ohne äußerlich sichtbare gesundheitliche Beeinträchtigungen weiterleben. Wohingegen die Faszioloidose für Irrwirte, mit nicht abgekapselten Egeln, die Bohrgänge nicht bindegewebsartig demarkiert sind und einer weit geringeren Befallsrate größtenteils tödlich endet (Ursprung et al. 2006).

Rotwild zum Beispiel kann mit 50% bis 60% intaktem Lebergewebe ohne äußerlich sichtbare Beeinträchtigung leben. Die kritische Zahl an Egeln in einer Leber ist jedoch bis dato nicht sicher festzulegen. In der Regel kann aber bei spezifischen Endwirten eine Zahl über 80 Egel pro Leber als kritisch eingestuft werden (mündliches Zitat Ursprung 2016b). Diese Zahl kann jedoch, in Hinblick auf verschiedene Stressfaktoren, negative Umwelteinflüsse, Alter, Größe, Geschlecht und Konstitution des Endwirtes, stark variieren (Ursprung 2016a).

Abbildung 4: Rothirsche (*Cervus elaphus*) gehören in Österreich zu den häufigsten Endwirten von *Fascioloides magna*. (Fotos: K. Kracher aus Sattmann et al. 2014 und Sattmann et al. 2013)

1.3 Zwischenwirte von *Fascioloides magna*

Um den komplexen Zyklus zu vervollständigen, benötigt der Amerikanische Riesenleberegel einen geeigneten Zwischenwirt, in dem die larvale Entwicklung des Parasiten stattfinden kann. Bei den Zwischenwirten handelt es sich um Süßwasser Mollusken der Familie der Lymnaeidae (Králová-Hromadová et al. 2016, Abb. 5). In Nordamerika sind momentan sechs Arten aus der Familie der Schlammschnecken bekannt, natürliche Überträger der Faszioloidose zu sein: *Lymnaea caperata*, *Lymnaea modicella*, *Lymnaea palustris nuttalliana*, *Pseudosuccinea columella*, *Galba bulimoides techella*, *Fossaria parva* (Králová-Hromadová et al. 2016, Špakulová et al. 2003). In Europa hingegen sind bis heute drei natürlich infizierte Arten bekannt: *Galba (Syn. Lymnaea) truncatula* (Abb. 5), *Radix labiata* und *Radix peregra* (Králová-Hromadová et al. 2016, Leontovyč et al. 2014, Faltýnková et al. 2006). Experimentelle Infektionen gelangen bei weit mehr Arten, wie zum Beispiel bei *Lymnaea bulimoides, Lymnaea ferruginea, Lymnaea fuscus, Lymnaea (Omphiscola) glabra, Lymnaea humilis, Lymnaea palustris, Lymnaea stagnalis, Lymnaea tomentosa, Ferissia fragilis, Radix lagotis* und *Succinea putris* (Králová-Hromadová et al. 2016, Novobilský et al. 2012).

Abbildung 5: Die kleine Sumpfschnecke (*Galba truncatula*) gehört zu den häufigsten Zwischenwirten des Amerikanischen Riesenleberegels in ganz Europa. (Foto links: Naturhistorisches Museum Wien aus Sattmann et al. 2014, Foto rechts: A. Mrkvicka)

1.4 Hypothesen und Ziele

In dieser Arbeit sollen unter anderem diese Fragestellungen beantwortet werden:

Wie verändert sich die Befallsrate in Hinblick auf die medikamentöse Bekämpfung über die Jahre? Inwiefern ist eine medikamentöse Behandlung sinnvoll?

- Nullhypothese 1: Es zeigt sich kein signifikanter Unterschied zwischen Befallsrate und Befallsstärke in Hinblick auf die medikamentöse Behandlung.

Gibt es einen Zusammenhang zwischen der Befallsrate und -stärke und der Bestandesdichte?

- Nullhypothese 2: Es gibt keinen Zusammenhang zwischen Befallsrate und Befallsstärke und der Rot- bzw. Rehwildbestände.

Gibt es eine Änderung der Gewichtsentwicklung von Rotwild über die Jahre im Nationalpark Donau-Auen?

- Nullhypothese 3: Es gibt keine Änderung der Gewichtsentwicklung von Rotwild über die Jahre im Nationalpark Donau-Auen.

Kann durch eine Verbesserung der Fütterungshygiene auch ein Beitrag zur Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels geleistet werden?

Welche Bekämpfungsmaßnahmen hat es in den Nachbarländern Österreichs gegeben beziehungsweise welche Ergebnisse wurden dort erzielt?

Diese Arbeit soll die Verbreitung, die Prävalenz und die Befallsintensität des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*) im Osten Österreichs über die Jahre (von 2000 bis 2015) aufzeigen. Des Weiteren soll die Notwendigkeit einer medikamentösen Bekämpfung geklärt werden. Außerdem sollen weitere Managementmaßnahmen, wie zum Beispiel Ablenkfütterungen, die richtige Standortwahl oder eine verbesserte Fütterungshygiene, angeführt werden.

2. Material und Methoden

Seit 2000 werden Lebern und seit 2001 Kotproben von Rot- und Rehwild entlang der Donau gesammelt und auf den Befall von *Fascioloides magna* untersucht. Diese gesammelten Daten stammen von MMag. Dr. Josef Ursprung und werden für diese Arbeit herangezogen. Des Weiteren wurden die Bestandesdichten von Rot- und Rehwild im Nationalpark Donau-Auen im Jahr 2015 mittels Wärmebildkamera und davor mittels Winterzählungen beziehungsweise fachlich fundierter Schätzungen erhoben. Diese Daten stammen vom Nationalpark Donau-Auen und den Österreichischen Bundesforsten (ÖBf) Eckartsau und wurden ebenfalls für diese Arbeit bereitgestellt. In den umliegenden Jagdrevieren werden die Wilddichten anhand von Abschusszahlen abgeschätzt. Diese bereits vorhandenen Daten wurden gesammelt und für diese Masterarbeit verwendet. Die weitere Studie beschäftigt sich mit einer Literaturrecherche in Hinblick auf weitere Bekämpfungs- beziehungsweise Managementmaßnahmen, möglichen Ablenkfütterungen und der Fütterungshygiene.

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich von Wien bis hin zur österreichisch - slowakischen Staatsgrenze (Abb. 6). Es beinhaltet neben dem Nationalpark Donau-Auen zahlreiche umliegende Jagdreviere. Der eine Teil des Untersuchungsgebietes liegt im Nationalpark Donau-Auen. Er umfasst 9.300 ha, davon ca. 65% Auwald-, 15% Wiesen- und ca. 20% Wasserflächen (Quelle: www.donauauen.at). Der andere Teil mit einem Flächenanteil von ungefähr 50.000 ha, gehört einerseits zu dem Wiener Landesjagdverband mit dem 22. Bezirk Wiens (Quelle: www.jagd-wien.at) und andererseits zu dem Niederösterreichischen Landesjagdverband mit den Bezirken Wien-Umgebung, Gänserndorf und Bruck an der Leitha (Quelle: www.noeljv.at, www.jagdbezirk-gaenserndorf.at, www.jagdbezirk-bruckleitha.at, Anhang 1 und 2). Aus diesen Jagdbezirken wurden die Hegeringe beziehungsweise Jagdreviere herangezogen, aus denen die untersuchten Lebern beziehungsweise Kotproben stammen (Ursprung 2006 – 2016a), des Weiteren wurden auch die daran angrenzenden Jagdreviere für diese Arbeit miteinbezogen (Anhang 1 und 2).

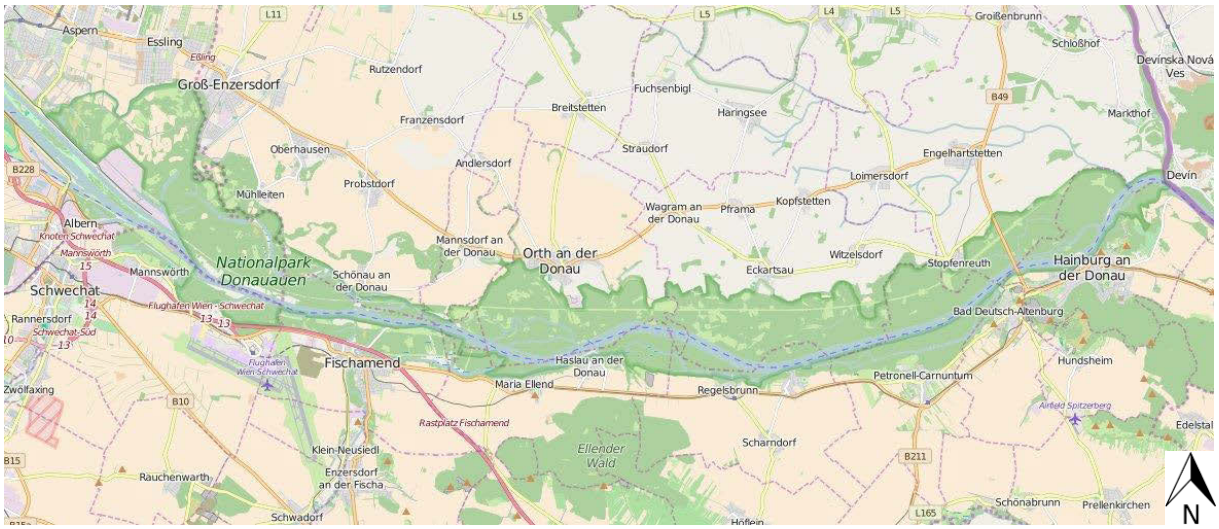


Abbildung 6: Das Untersuchungsgebiet mit dem Nationalpark Donau-Auen und die daran angrenzenden Jagdreviere. Maßstab 1:84663 (Quelle: www.openstreetmap.org)

2.2 Wildbestand

Um die Befallsrate und –stärke des Amerikanischen Riesenleberegels in Hinblick auf die vergangene und jetzige Situation besser beurteilen zu können, werden diese Daten mit dem derzeitigen Wildbestand im Nationalpark Donau-Auen und mittels Abschusszahlen der umliegenden Jagdreviere (Anhang 1 und 2) verglichen. Dies könnte Aufschluss darüber geben, ob der Wildbestand von Rot- und Rehwild tatsächlich gefährdet beziehungsweise ob die medikamentöse Behandlung erfolgreich ist.

Im Jahr 2015 wurde von den Österreichischen Bundesforsten Eckartsau und dem Nationalpark Donau-Auen der Auftrag erteilt, im Nationalpark Donau-Auen mittels luftgestützter und terrestrischer Methoden die Schalenwildbestände und deren Verteilung im Raum zu erfassen (Ing. Büro Aerosense 2015). Es wurden jeweils zwei standardisierte Befliegungen mit Infrarot und hoch auflösender visueller (IR-VIS) Kamera Technik und zwei nächtliche Befahrungen mit Infrarot (IR)-Taxation durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet der beiden Befliegungen erstreckte sich über 4.300 ha. Die IR-Taxation wurde einerseits durchgeführt um die Zahlen mit denen von den Befliegungen zu vergleichen und andererseits um zu testen, ob mit dieser Methode, der Rehwildbestand im Nationalpark geschätzt werden kann. Die Befliegungen vom März 2015 lassen darauf schließen, dass für das Untersuchungsgebiet von einer minimalen Frühjahrsdichte von 14,75 bis zu einer maximalen Dichte von ca. 21 Stück Rotwild pro 100 ha Untersuchungsgebiet ausgegangen werden kann. Für die gesamte Fläche des Untersuchungsgebietes (4.300 ha) würde dies bedeuten, dass der minimale Rotwildbestand 634 Stück und der geschätzte maximale Rotwildbestand ca. 900 Stück Rotwild umfasst. Für Rehe wurden keine Bestandesdichten angegeben, da die Unsicherheiten mittels IR-VIS Kamera Technik und IR-Taxation noch zu groß erschienen (Ing. Büro Aerosense 2015). Die Bestandesdichten vor 2015 wurden im

Nationalpark Donau-Auen mittels Winterzählungen und fachlich fundierter Schätzungen erhoben (ÖBf Eckartsau).

Um einen Trend der Wilddichten in den umliegenden Jagdrevieren zu erkennen beziehungsweise zu untersuchen und diese mit der Befallsrate und –stärke zu vergleichen, wurden in dieser Arbeit die Abschusszahlen von Rot- und Rehwild jener Reviere mit tatsächlichen Funden von *Fascioloides magna* und des Weiteren daran noch angrenzende Reviere herangezogen (Anhang 1 und 2). Die Abschusszahlen, der in Anhang 1 genannten Jagdreviere, stammen von dem Niederösterreichischen Landesjagdverband, dem Jagdbezirk Wien-Umgebung und von der Forstverwaltung Lobau.

2.3 Untersuchungsmaterial

Die bereits vorhandenen Daten des Untersuchungsmaterials, die für diese Arbeit verwendet wurden stammen von MMag. Dr. Ursprung (Ursprung et al. 2006, Ursprung 2007 – 2016a). Hier wird nur ein kurzer Überblick gegeben, wie, wo und wann diese Daten gesammelt wurden. Die genaue Methodik, wie diese Daten analysiert beziehungsweise gewonnen worden sind, ist aus Ursprung et al. 2006 zu entnehmen.

Als Nachweis für die Befallsrate und die Befallsstärke des Amerikanischen Riesenleberegels wurden in Ursprung et al. (2006) die folgenden zwei Parameter herangezogen und auch weiterhin für diese Arbeit verwendet:

- Die Ausscheidung von Trematodeneier mit dem Kot.
- Die Sektion von Rot- und Rehwildlebern von erlegten oder gefallenen Tieren zum Nachweis von *Fascioloides magna* im gesamten Gebiet des Nationalparks Donau-Auen und den umliegenden Jagdrevieren.

2.3.1 Koproskopische Untersuchungen

In der Arbeit von Ursprung et al. (2006) wurden in den Jahren 2001 und 2002 Rothirschlosungen in 12 Revieren nördlich der Donau und in 10 Revieren südlich der Donau gesammelt (nördlich der Donau: Wien 22 – Lobau, Groß-Enzersdorf, Schönau, Mannsdorf, Orth/Donau, Eckartsau, Wildungsmauer, Witzelsdorf, Stopfenreuth, Hainburg, Markthof und Zwerndorf/March; südlich der Donau: Petronell, Wolfsthal, Hainburg, Regelsbrunn, Höflein, Göttlesbrunn, Arbesthal, Maria Ellend, Fischamend und Mannswörth). Darüber hinaus wurden ab dem Jahr 2001 im Jagdrevier Fischamend ca. 25 Losungsproben pro Monat von Rotwild gesammelt, um saisonale Fluktuationen in der Eiausscheidung und um die medikamentöse Behandlung mit Triclabendazol zu beobachten beziehungsweise zu

kontrollieren (Ursprung et al. 2006). Bei Ursprung et al. (2006) erfolgte der Nachweis der Trematodeneier in den Losungsproben mittels eines quantitativen Sedimentationsverfahren nach Benedek (Eckert et al. 2012). Die Daten und die Ergebnisse stammen allesamt von MMag. Dr. Josef Ursprung.

2.3.2 Lebern

Laut der Studie von Ursprung et al. (2006) kann beziehungsweise konnte in Zusammenarbeit mit vor allem dem Niederösterreichischen Landesjagdverband eine repräsentative Menge an Lebern gesammelt werden. Durch die Jagdausübungsberechtigten gelangen die Lebern, zusammen mit einem Einsendungsprotokoll (Anhang 3) an erster Stelle zu MMag. Dr. Ursprung oder an das Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie (FIWI). In dem Einsendungsprotokoll wurden zum Beispiel Angaben zum Fundort, Datum, Angaben vom Erleger, Tierart, Geschlecht und ein geschätztes Alter aufgenommen (Anhang 3). In den Jahren 2001 und 2002 wurden alle Lebern von erlegten und gefallenen Rothirschen und nur verdächtige Lebern von Rehen im Gebiet südlich der Donau-Auen untersucht (Ursprung et al. 2006, Abb. 7). Ab 2003 wurde dieser Untersuchungsaufwand reduziert, es wurden nur mehr alle Lebern aus Fischamend untersucht und des Weiteren wurden teilweise auch aus den großen Revieren MA 49/ Lobau und ÖBf Eckartsau alle Lebern eingesandt (Ursprung 2016a). Aus dem Rest des Untersuchungsgebietes wurden nur mehr in jeglicher Art veränderte oder verdächtige Lebern von Rot- und Rehwild eingeschickt (Abb. 7). Fallwild wurde auch weiterhin aus dem gesamten Gebiet zur Untersuchung gebracht (Ursprung et al. 2006). Diese Daten und die Ergebnisse stammen allesamt von MMag. Dr. Josef Ursprung.

Abbildung 7: Lebern mit adulten Egel des Trematoden *Fascioloides magna*. (Fotos: J. Ursprung)

2.3.3 Klassifizierung der untersuchten Lebern

Die Einteilung beziehungsweise die Klassifizierung der Lebern wurde ebenfalls aus Ursprung et al. (2006) entnommen.

- Negativ: Es sind keine Anzeichen einer aktuellen oder früheren Infektion mit *Fascioloides magna* vorhanden.
- Negativ nach Behandlung: Es ist kein aktueller Egelbefall feststellbar aber eindeutige Spuren einer früheren Infektion, wie zum Beispiel Fibrinauflagerungen auf der Leber, Bohrgänge sind bindegewebsartig organisiert, der Inhalt der Zysten ist verfestigt oder es befinden sich Ablagerungen des für die Faszioloidose typischen schwarzen Pigments (Campbell 1960) in den Lymphknoten der Leber und in den vernarbten Bohrengängen. Die Leber ist insbesondere nach starkem Befall insgesamt verhärtet. Wenn eine offenbar erfolgreiche Behandlung durch Triclabendazol noch nicht länger als zwei bis drei Monate zurückliegt, sind auch abgestorbene, mazerierende Egel vorhanden.
- Positiv – Erstinfektion: Es sind frische Bohrgänge mit flüssigem Inhalt, wie zum Beispiel Blut, Zelldetritus oder Pigment, und intakte Egel in der Leber erkennbar (Erhardová-Kotrlá 1971, Abb. 7).
- Positiv – Reinfektion: Es sind neben den eindeutigen Spuren eines früheren Befalls und erfolgreichen Behandlung (s.o.) auch frische Bohrgänge und intakte Egel vorhanden (Ursprung et al. 2006).

2.4 Behandlungsaktionen

Die Behandlung gegen den Amerikanischen Riesenleberegel erfolgte in den Jahren 2001 bis 2005 mittels Fasinex® (Novartis Animal Health GmbH, Basel, Schweiz), einer 10%igen Suspension von Triclabendazol. Die Dosierung des Medikamentes wurde auf eine Wirkstoffdosis von 10 mg Triclabendazol/kg Körpermasse festgesetzt, die zur täglichen Aufnahme über sechs Tage vorgesehen war (Ursprung et al. 2006).

Für die Jahre 2006 bis 2015 konnten leider keine genauen Aufzeichnungen gefunden werden. Es wurde aber durchgehend mit Triclabendazol behandelt.

Im Jahr 2016 erfolgte die Behandlung mittels Tribex 100 mg/ml® (Chanelle Animal Health Ltd, Liverpool, Großbritannien) ebenfalls mit dem Wirkstoff Triclabendazol. Die Menge beziehungsweise die Dosis des verabreichten Tierarzneimittels wurde auf 10 mg/kg Körpermasse festgelegt. Der Wirkstoff wurde in Maisschrot eingemischt (1.000 mg/kg), bei einem Verzehr von 10 g/kg Körpermasse ergibt sich eine errechnete Dosis von 10 mg/kg Körpermasse. In jedem Revier erfolgte die Medikamentenverabreichung, das heißt die

Vorlage von medikiertem Futter, während zwei Mal in einer Woche im Zeitraum von 01.01.2016 bis 31.03.2016. Ab dem 31. März wurden allfällige Reste von medikiertem Futter von den Futtertischen entfernt. Die Medikamentenanwendung endete noch in der Schonzeit, da die Schusszeit in Niederösterreich für Rotwild am 01.05.2016 beginnt, wurde eine längere Wartezeit als notwendig (28 Tage) eingehalten. Durch eine Futtervorlage auf 1,2 m hohen Futtertischen wurde sichergestellt, dass keine andere Wildart, welche lebensmittelliefernd ist und ganzjährig bejagt wird zur Aufnahme des Arzneimittels gelangte (Brief an das Bundesministerium für Gesundheit [BMG] – Überwachung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels in Ostösterreich 2016). Auf die Futtertische wurde zuerst Silage ausgebracht, dann das medikierte Futter und anschließend mit Heu abgedeckt. Dadurch sollte weitgehend verhindert werden, dass einzelne Tiere Rotwild sofort das Kraftfutter gezielt aufnahmen (Ursprung et al. 2006). Zur Vermeidung von Arzneimittelrückständen im Wildfleisch wurden nach Ende der Wartezeit stichprobenhaft von erlegten Tieren Proben gezogen und an die Österreichische Agentur für Ernährungssicherheit (AGES) geschickt. Dort wurden die Proben auf Anthelminthika untersucht (Brief an das BMG 2016).

Die Auslegetermine und die sich daran beteiligenden Reviere des medikiertem Futters von 2001 bis 2016 sind in Tabelle 2 ersichtlich.

Tabelle 2: Auslegetermine des medikiertem Futters und die dazugehörenden Reviere in den Jahren 2001 bis 2016 (Ursprung et al. 2006, Ursprung und Prosl 2011, Brief an das BMG 2016).

* diese Reviere beteiligten sich an den Rotwildfütterungen der Nachbarreviere

Auslegetermine	Reviere
2001	
19.-26. Februar	Fischamend
17.-24. April	Fischamend, Mannswörth
24.-30. Juni	Fischamend, Mannswörth, Regelsbrunn
26.-31. Oktober	Fischamend, Mannswörth, Regelsbrunn (mit einer erhöhten Dosis von 15 mg/kg KM pro Tag)
2002	
04.-10. Februar	Fischamend, Mannswörth, Regelsbrunn
17.-23. April	Fischamend, Mannswörth
10.-14. Juni	Fischamend, Mannswörth
Zusätzlich erfolgte auch eine Behandlung vom **18.-23. Februar** nördlich der Donau.	
2003	
01.-05. Jänner	Fischamend, Mannswörth

24.-28. Februar **19.-23. April**	
2004	
01.-05. Jänner **15.-19. Februar** **24.-28. April**	Fischamend, Mannswörth
2005	
01.-05. Jänner **21.-25. Februar** **23.-27. April**	Fischamend, Mannswörth
2006	
Anfang Jänner **Ende März**	Fischamend, Mannswörth
2007	
Anfang Jänner **Ende März**	Fischamend, Mannswörth
2008	
Anfang Jänner **Ende März**	Fischamend, Mannswörth, Markthof, Stopfenreuth, Witzelsdorf, Eckartsau, Orth an der Donau, Mannsdorf, Schönau*, Mühlleiten*, Groß-Enzersdorf
2009	
Anfang Jänner **Ende März**	Fischamend, Mannswörth, Markthof, Stopfenreuth, Witzelsdorf, Eckartsau, Orth an der Donau, Mannsdorf, Schönau*, Mühlleiten*, Groß-Enzersdorf
2010	
Anfang Jänner **Ende März**	Fischamend, Mannswörth, Markthof, Stopfenreuth, Witzelsdorf, Eckartsau, Orth an der Donau, Mannsdorf, Schönau*, Mühlleiten*, Groß-Enzersdorf
2011	
Anfang Jänner	Fischamend, Mannswörth, Markthof, Stopfenreuth, Witzelsdorf, Eckartsau, Orth an der

Ende März	Donau, Mannsdorf, Schönau*, Mühlleiten*, Groß-Enzersdorf
2012	
Anfang Jänner **Ende März**	Fischamend, Mannswörth, Markthof, Stopfenreuth, Witzelsdorf, Eckartsau, Orth an der Donau, Mannsdorf, Schönau*, Mühlleiten*, Groß-Enzersdorf
2013	
Anfang Jänner **Ende März**	Fischamend, Mannswörth, Markthof, Stopfenreuth, Witzelsdorf, Eckartsau, Orth an der Donau, Mannsdorf, Schönau*, Mühlleiten*, Groß-Enzersdorf
2014	
Anfang Jänner **Ende März**	Fischamend, Mannswörth, Markthof, Stopfenreuth, Witzelsdorf, Eckartsau, Orth an der Donau, Mannsdorf, Schönau*, Mühlleiten*, Groß-Enzersdorf
2015	
Anfang Jänner **Ende März**	Fischamend, Mannswörth, Markthof, Stopfenreuth, Witzelsdorf, Eckartsau, Orth an der Donau, Mannsdorf, Schönau*, Mühlleiten*, Groß-Enzersdorf
2016	
01. Jänner-31. März	Fischamend, Mannswörth, Markthof, Stopfenreuth, Witzelsdorf, Eckartsau, Orth an der Donau, Mannsdorf, Schönau*, Mühlleiten*, Groß-Enzersdorf

Im Jahr 2016 beteiligten sich 11 Reviere an der Behandlung von Rotwild mit Triclabendazol (Tab. 2). Insgesamt 21 Fütterungsstellen wurden 2016 mit mediziniertem Futter bestückt (Abb. 8). In drei Revieren aus Fischamend sind insgesamt zehn Fütterungsstellen, in Mannswörth, Markthof und in Groß-Enzersdorf sind jeweils zwei Fütterungsstellen und in Stopfenreuth, Witzelsdorf, Eckartsau, Orth an der Donau und Mannsdorf ist je eine Fütterungsstelle bewilligt worden (Abb. 8).

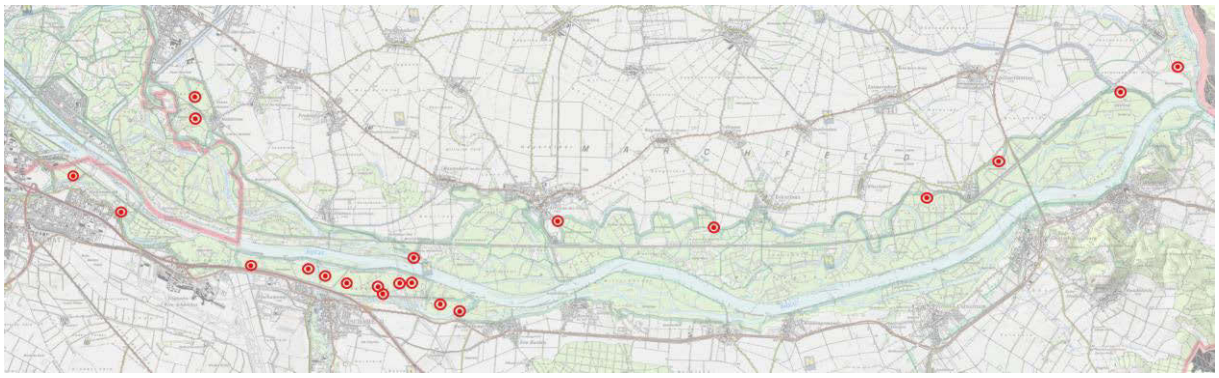


Abbildung 8: Position der 21 Fütterungsstandorte mit Triclabendazol von 2016. Maßstab 1:145131. (Quelle: atlas.noe.gv.at, NÖ Atlas 4.0 verändert durch Autorin)

Zwei der 21 Fütterungsstandorte aus einem Revier in Fischamend sind in Abbildung 9 ersichtlich.

Abbildung 9: Zwei der Fütterungsstandorte mit medikiertem Futter in Fischamend. (Fotos: Autorin)

2.5 Auswertung der Daten

Die Verarbeitung und die Aufbereitung der gesammelten Daten und die Erstellung der Grafiken wurden mittels SPSS Version 20.0 und Microsoft Excel 2010 vorgenommen. Es wurde für die Daten zuerst ein nichtparametrischer Kolmogorow-Smirnow-Anpassungstest durchgeführt um zu testen ob die Daten normalverteilt und daher auch parametrische Tests durchführbar sind. Sind die Daten normalverteilt gewesen, wurde anschließend ein t-Test durchgeführt, um zu testen, ob sich die verschiedenen Parameter signifikant voneinander unterscheiden oder nicht. Es wurde ebenfalls für einige Daten eine Korrelation nach Pearson mittels SPSS erstellt. Die Auswertung der Befallsintensität, speziell die Berechnung der Konfidenzintervalle erfolgte mit dem Programm Quantitative Parasitology (QP) Version 3.0 (Rózsa et al. 2000, Reiczigel und Rózsa 2005).

3. Ergebnisse

Insgesamt wurden bei dem „Projekt Riesenleberegel“ 1.377 Rotwildlebern (647 positive Proben, 47,0%), 75 Rehwildlebern (38 positive Proben, 50,7%), 22 Damhirschlebern (16 positive Proben, 72,7%), drei Schwarzwildlebern (zwei positive Proben, 66,7%) und eine Muffelwildleber (eine positive Probe, 100%) von 2000 bis 2015 auf den Amerikanischen Riesenleberegel untersucht (Tab. 3). Von 2001 bis 2015 wurden des Weiteren 4.503 Rothirschlosungsproben aus Fischamend auf den Befall von *Fascioloides magna* untersucht (Abb. 17, Abb. 18). Die Daten stammen allesamt von MMag. Dr. Ursprung. Diese Arbeit konzentriert sich nur auf die Daten, die von Rot- und Rehwild gesammelt wurden (Ursprung 2006, Ursprung et al. 2006, Ursprung und Prosl 2011, Ursprung 2007 – 2016a). Anzumerken ist, dass die Lebern nicht von allen Revieren gleichermaßen eingeschickt wurden. In den meisten Gebieten wurde eine Vorselektion an Lebern vorgenommen, was bedeutet, dass oft nur veränderte Lebern zur Untersuchung gebracht, beziehungsweise eingeschickt wurden. Nur im Bereich Fischamend gelangten über alle Jahre (2000-2015) auch alle Lebern (ohne Vorselektion) zur Untersuchung (Ursprung 2007-2016a).

3.1 Rothirschlebern

Die Prävalenz der positiven Rotwildlebern im gesamten Untersuchungsgebiet lag bei der Entdeckung des Amerikanischen Riesenleberegels im Jahr 2000 bei 100% (Tab. 3). Nachdem das Rotwild erstmals mit Triclabendazol behandelt wurde, sank die Gesamtprävalenz bis 2002 auf 9,3% (Tab. 3). 2003 stieg die Prävalenz wieder an und sank bis 2005 wieder ab, wobei im Jahr 2006 wieder eine neuerliche Steigung zu beobachten war (Tab. 3). Bis 2008 sank die Prävalenz wieder auf 25,8% (Tab. 3). Im Jahr 2009 stieg die Gesamtprävalenz wieder auf 58,3% und sank 2010 wieder leicht ab (Tab. 3). Eine hohe Prävalenz im gesamten Untersuchungsgebiet wurde erneut im Jahr 2011 ersichtlich, die damals bei 76,5% lag (Tab. 3). Danach sank die Prävalenz an positiven Rotwildlebern im Jahr 2013 wieder auf 56,9% ab und stieg wieder im Jahr 2014 auf 62,3% an (Tab. 3). Im Jahr 2015 konnte wieder eine erneute, zwar nur leichte, Steigung der Prävalenz auf 68,9% gemessen werden (Tab. 3). Ähnliches war auch bei den anderen Parametern (positive Proben – Erstinfektion, positive Proben – Reinfektion, negative Proben nach Behandlung, negative Proben ohne Behandlung und negative Proben – gesamt, Tab. 3, Abb. 10) zu beobachten. Die Werte der Erstinfektion lagen meist, außer in den Jahren 2003 und 2006, über denen der Reinfektion (Tab. 3, Abb. 10). Die Werte der negativen Proben ohne Behandlung waren stets höher als jene nach der Behandlung mit Triclabendazol (Tab. 3, Abb. 10).

Tabelle 3: Daten der Leberbefunde von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 im gesamten Untersuchungsgebiet.

n= Anzahl der Lebern – gesamt, ges. pos. %= gesamte positive Proben in Prozent , Erstinf.= Erstinfektion, Reinf.= Reinfektion, n. Beh.= nach einer Behandlung, o. Beh.= ohne eine Behandlung, ges. neg.= gesamte negative Proben

Jahr	n =	ges. pos. %	positiv – Erstinf. %	positiv – Reinf. %	negativ n. Beh. %	negativ o. Beh. %	ges. neg. %
2000	8	100	100	0	0	0	0
2001	152	19,7	12,5	7,2	7,2	73,1	80,3
2002	162	9,3	4,9	4,3	4,3	86,4	90,7
2003	38	36,8	13,2	23,7	26,3	36,8	63,2
2004	48	18,8	14,6	4,2	12,5	68,8	81,3
2005	49	8,2	6,1	2,0	32,7	59,2	91,8
2006	23	73,9	34,8	39,1	13,0	13,1	26,1
2007	62	67,7	54,8	12,9	6,5	25,8	32,2
2008	89	25,8	21,3	4,5	19,1	55,1	74,2
2009	36	58,3	47,2	11,1	13,9	27,8	41,7
2010	79	55,7	46,8	8,9	8,9	35,4	44,3
2011	81	76,5	74,1	2,5	11,1	12,3	23,5
2012	116	56,9	52,6	4,3	2,6	40,5	43,1
2013	87	73,6	69,0	4,6	3,4	23,0	26,4
2014	167	62,3	56,9	5,4	2,4	35,3	31,7
2015	180	68,9	48,9	20,0	1,1	30,0	31,1

Im Jahr 2000 gab es nur acht Leberproben mit ausschließlich positivem Befund (Abb. 10). Bis 2006 überwogen negative Befunde im Gegensatz zu positiven (Abb. 10). Ab 2006 häuften sich positive Funde von *Fascioloides magna* im gesamten Untersuchungsgebiet (Abb. 10). Vor allem stiegen Erstinfektionen mit dem Parasiten an (Abb. 10). Der Kolmogorow-Smirnow-Anpassungstest (KSA-Test) ergab, dass die Prävalenzwerte nicht signifikant ($p= 0,545$) und daher normalverteilt sind. Der t-Test zeigte, dass die Prävalenz über die Jahre höchst signifikant ist ($p< 0,001$).

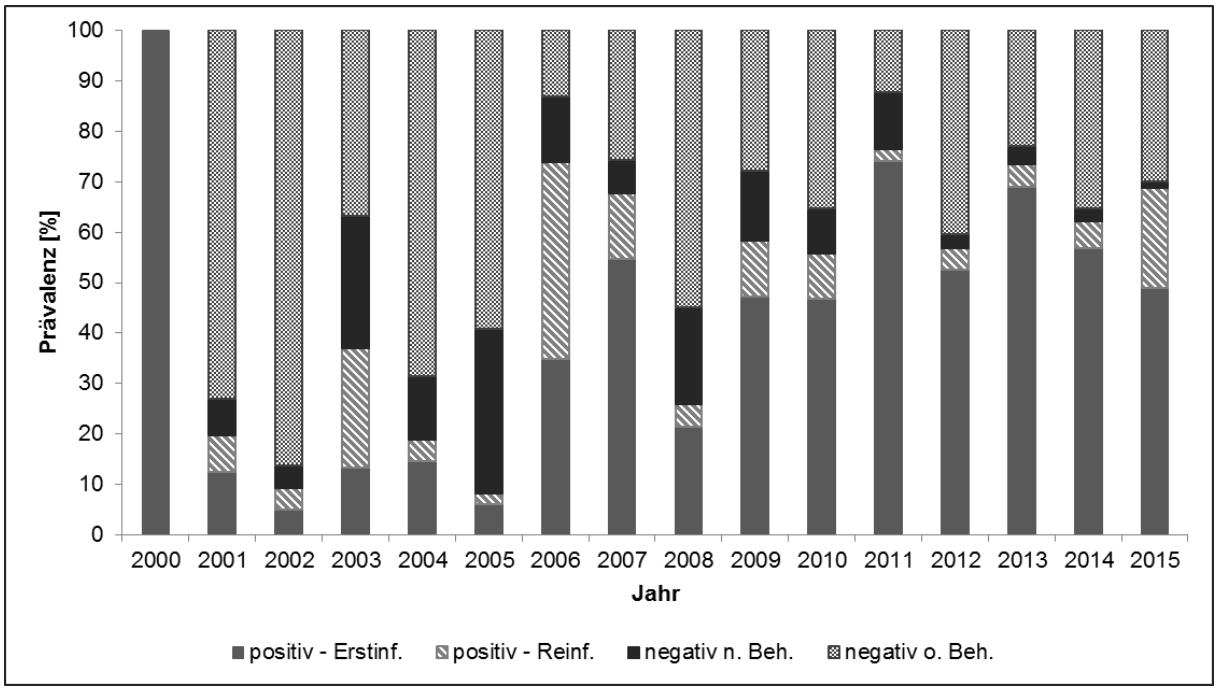


Abbildung 10: Prävalenzen in Prozent der Leberbefunde von Rotwild im gesamten Untersuchungsgebiet von 2000 bis 2015.

Im Vergleich der vier Parameter, der Prävalenz, der Befallsintensität, den Abschusszahlen und der Abschusserfüllung wurde ersichtlich, dass sich die Prävalenz und die Abschusszahlen in fast allen Jahren (außer 2006) gegengleich verhielten. Stieg die Prävalenz an, dann sanken die Abschusszahlen und umgekehrt (Abb. 11). Die Abschusserfüllung ging über die Jahre 2000 bis 2015 leicht zurück. Die Befallsintensität sank von 2000 bis 2003, stieg 2004 an und sank dann wieder, ab dem Jahr 2010 bis 2015 war jedoch wieder eine generelle Steigung zu beobachten (Abb. 11, Tab. 4). Der KSA-Test für die Abschussdaten war nicht signifikant ($p= 0,995$). Der t-Test für die Abschussdaten war über die Jahre höchst signifikant ($p< 0,001$). Die Korrelation nach Pearson ergab, dass die Parameter Prävalenz, Befallsintensität und Abschusszahlen nicht miteinander korrelieren.

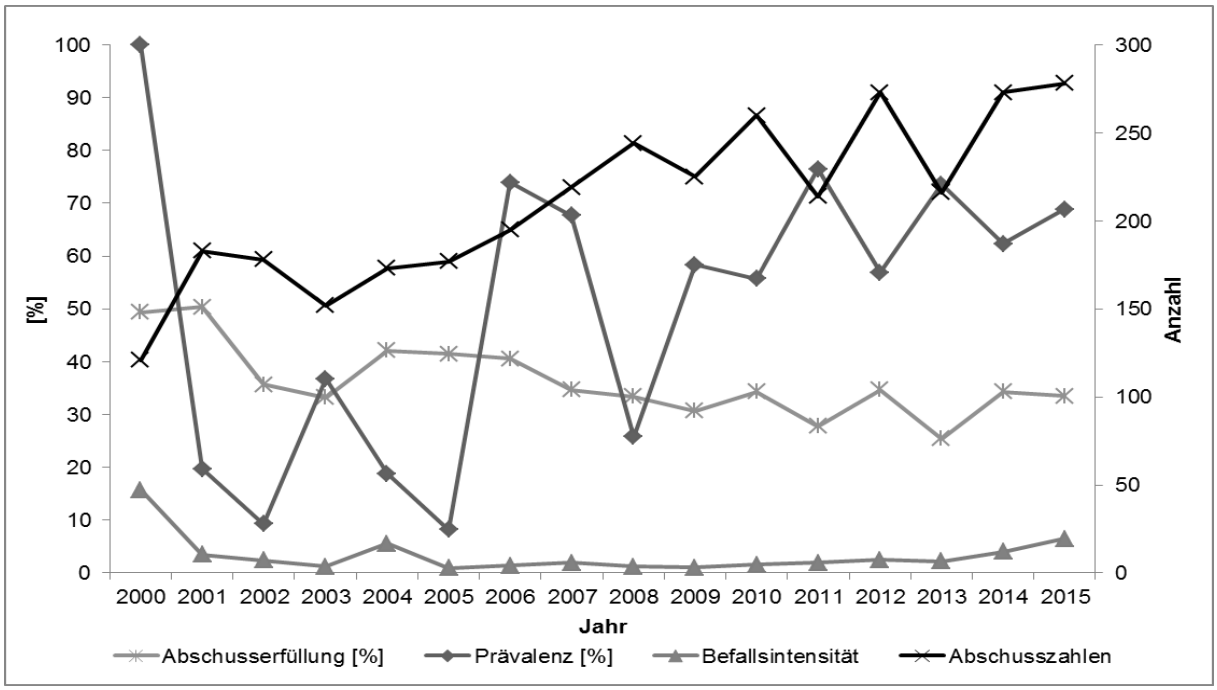


Abbildung 11: Vergleich der Abschusserfüllung in Prozent, der Prävalenz in Prozent, dem Mittelwert der Befallsintensität und den Abschusszahlen (durchgeführter Abschuss mit Fallwild) von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 im gesamten Untersuchungsgebiet.

Die Anzahl der Egel pro Leber (= Befallsintensität) über die Jahre 2000 bis 2015 hatte ein Minimum von einem Egel pro Leber und ein Maximum von 134 Egel pro Leber im gesamten Untersuchungsgebiet. Generell waren bei der Befallsintensität auch immer jährliche Steigungen beziehungsweise Senkungen zu beobachten (Abb. 11, Tab. 4, Abb. 12). Wobei die Jahre 2000, 2004, 2014 und 2015 besonders hervorzuheben sind, da hier der höchste Befall an Egeln pro Leber im gesamten Untersuchungsgebiet dokumentiert worden war (Tab. 4). Wie schon oben erwähnt, stieg die Anzahl der Egel, die in Rotwildlebern im gesamten Untersuchungsgebiet gefunden worden sind, seit 2010 an (Tab. 4). Wobei im Vergleich zwischen den Gebieten nördlich und südlich der Donau ersichtlich wurde, dass die Befallsintensität nicht generell im gesamten Gebiet stieg, sondern nördlich der Donau (Tab. 4, Abb. 12). Der KSA-Test ergab keine Signifikanz der Befallsintensität, weder im gesamten Untersuchungsgebiet ($p= 0,188$), noch nördlich ($p= 0,468$) und südlich ($p= 0,236$) der Donau. Der t-Test zeigte eine hohe Signifikanz ($p= 0,003$) der Befallsintensität im gesamten Untersuchungsgebiet, nördlich ($p= 0,006$) und südlich ($p= 0,007$) der Donau über die Jahre.

Tabelle 4: Daten der Befallsintensität bei Rotwild von 2000 bis 2015 im gesamten Untersuchungsgebiet und nach nördlich und südlich der Donau getrennt.

KI= Konfidenzintervall ≥ 95%, Mittelw. Int. – gesamt= Mittelwert der Befallsintensität im gesamten Untersuchungsgebiet, Mittelw. Int. – nördlich= Mittelwert der Befallsintensität nördlich der Donau, Mittelw. Int. – südlich= Mittelwert der Befallsintensität südlich der Donau, *= Stichprobe zu klein für die Berechnung des Konfidenzintervalles ≥ 95%

Jahr	n gesamt =	Mittelw. Int. – gesamt KI ≥ 95%	Median – gesamt KI ≥ 95%	n nördlich =	Mittelw. Int. – nördlich KI ≥ 95%	Median – nördlich KI ≥ 95%	n südlich =	Mittelw. Int. – südlich KI ≥ 95%	Median – südlich KI ≥ 95%
2000	8	47,2 28,5-71,9	43,5 2-71	0	0	0	8	47,2 28,5-71,9	43,5 2-71
2001	30	10,3 6,5-19,7	4 2-8	5	2,2 1,4-3,2	2 *	25	11,9 7,6-21,4	6 3-14
2002	15	7,3 4,1-12,9	3 2-9	3	1,7 1,0-2,33	1 *	12	8,7 5,0-15,9	6 2-12
2003	14	3,5 2,2-5,9	2,5 1-4	0	0	0	14	3,5 2,2-5,9	2,5 1-4
2004	9	16,7 1,7-65,1	2 1-4	2	2 *	2 *	7	20,9 1,6-77,4	2 1-134
2005	4	2,8 1,0-3,5	3 *	0	0	0	4	2,8 1,0-3,5	3 *
2006	17	4,3 3,0-6,4	3 2-5	0	0	0	17	4,3 3,0-6,4	3 2-5
2007	42	5,9 3,6-13,3	2 2-3	24	2,5 2,0-3,1	2 2-2	18	10,5 5,4-26,1	3 2-12
2008	23	3,7 2,7-5,3	3 1-4	15	4,3 2,8-6,4	3 1-6	8	2,6 1,4-4,6	1 1-4
2009	21	3,0 1,9-4,8	2 1-2	14	3,5 2,0-6,0	2 1-3	7	2,0 1,4-2,9	2 1-2
2010	44	4,7 3,3-6,8	2 2-3	37	5,2 3,6-7,5	3 1-3	7	1,9 1,3-2,1	2 1-3
2011	62	5,8	3	56	6,3	3	6	1,5	1

		4,0-10,6	2-4		4,3-11,3	2-4		1,0-2,2	1-3
2012	66	7,6 5,0-13,5	3 2-4	51	6,0 4,4-9,0	3 2-4	15	12,7 3,1-44,0	2 1-7
2013	64	6,6 4,9-9,2	3 3-5	51	7,4 5,4-10,4	4,5 3-6	13	3,4 2,2-5,7	2 1-4
2014	104	12,0 9,4-14,8	6,5 4-8	88	13,7 11,0-16,7	8 4-9	16	2,4 1,6-4,5	1 1-2
2015	123	19,4 16,5-22,7	12 9-17	104	21,6 18,4-25,5	16 12-23	19	7,1 4,2-12,5	5 2-7

Der Vergleich der Befallsintensität zwischen den Gebieten nördlich und südlich der Donau zeigte, dass bis zu dem Jahr 2007 mehr Egel pro Leber südlich der Donau gefunden worden sind (Tab. 4, Abb. 12). Ab dem Jahr 2008 stieg die Anzahl der Egel pro Leber jedoch im Norden an und war größtenteils nördlich der Donau höher als südlich (Tab. 4, Abb. 12).

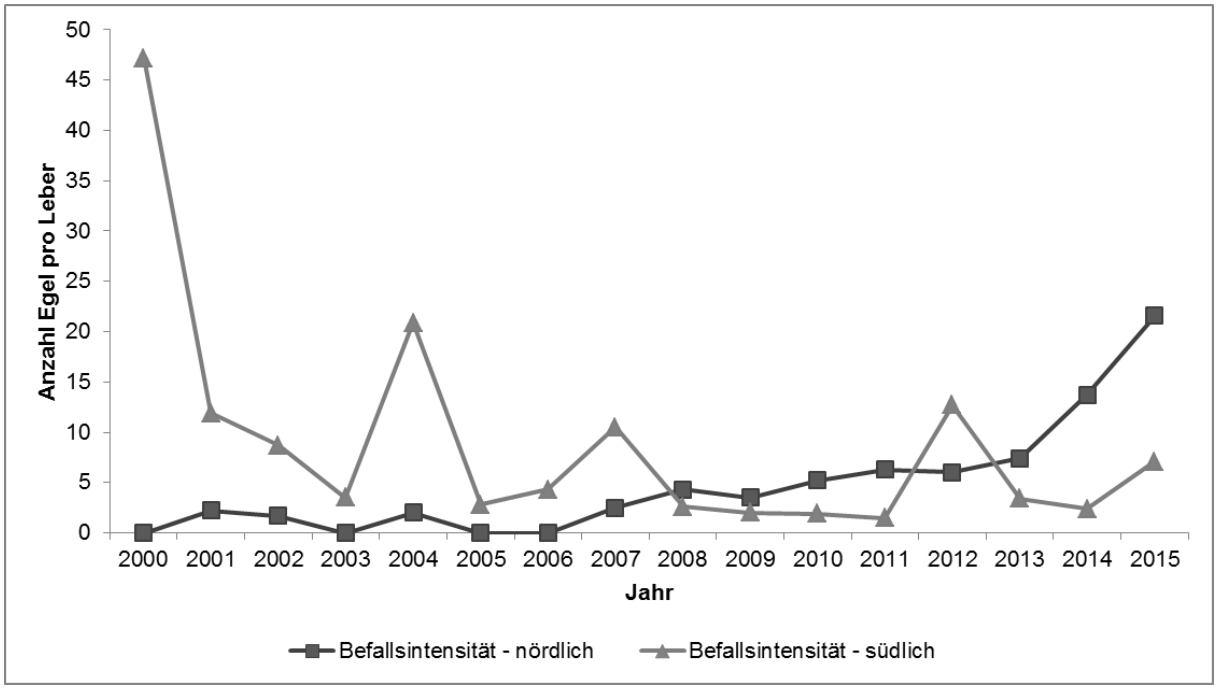


Abbildung 12: Vergleich der Mittelwerte der Befallsintensität in den Gebieten nördlich und südlich der Donau.

Im Jahr 2000 wurden nördlich der Donau noch keine Lebern gesammelt, wohingegen südlich der Donau die Prävalenz nach bereits acht untersuchten Lebern bei 100% lag (Tab. 5). Bis 2005 sank im Süden die Prävalenz auf 12,9% ab, im Norden wurden nur minimale

Prävalenzen gemessen. Ab 2007 stieg die Prävalenz im Norden stark an und sank bis zum Jahr 2015 nicht mehr unter 24,6%. Ab 2008 stieg die Prävalenz südlich der Donau immer weiter an, bis auf ein Maximum von 90,5% im Jahr 2015. Ähnlich verhielt es sich auch mit den anderen Parametern (Tab. 5). Die Werte der Reinfektionen lagen meist unter jenen der Erstinfektionen, genau wie die negativen Werte ohne Behandlung meist über jenen nach einer Behandlung lagen (Tab. 5).

Tabelle 5: Daten der Leberbefunde von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 nach Gebieten nördlich (grau) und südlich (schwarz) der Donau getrennt.

Jahr	n =		ges. pos. %		positiv – Erstinf. %		positiv – Reinf. %		negativ n. Beh. %		negativ o. Beh. %		ges. neg. %	
2000	0	8	0	100	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
2001	102	50	4,9	50,0	2,9	32,0	2,0	18,0	0	22,0	95,1	28,0	95,1	50,0
2002	133	29	2,3	41,4	2,3	5,0	0	7,0	0,8	6,0	97,0	11,0	97,7	17,0
2003	2	36	0	38,9	0	13,9	0	25,0	0	27,8	100	33,3	100	61,1
2004	22	26	9,1	26,9	9,1	19,2	0	7,7	4,5	19,2	86,4	53,8	90,9	73,1
2005	18	31	0	12,9	0	9,7	0	3,2	1,0	48,8	17,0	38,7	18,0	87,1
2006	0	23	0	73,9	0	34,8	0	39,1	0	13,0	0	13,0	0	26,1
2007	33	29	72,7	62,1	69,7	37,9	3,0	24,1	0	13,8	27,3	24,1	27,3	37,9
2008	61	28	24,6	28,6	22,9	17,9	1,6	10,7	11,5	35,7	63,9	35,7	75,4	71,4
2009	16	20	87,5	35,0	81,3	20,0	6,3	15,0	6,3	20,0	6,3	45,0	12,5	65,0
2010	63	16	58,7	43,8	53,9	18,8	4,8	25,0	4,8	25,0	36,5	31,3	41,3	56,3
2011	69	12	81,2	50,0	79,7	41,7	1,4	8,3	4,3	50,0	14,5	0	18,8	50,0
2012	90	26	56,7	57,7	52,2	53,8	4,5	3,8	0	11,5	43,3	30,8	43,3	42,3
2013	69	18	73,9	72,2	71,0	61,1	2,9	11,1	1,4	11,1	24,6	16,7	27,5	27,8
2014	145	22	60,1	72,7	56,6	59,1	4,1	13,6	0	13,6	39,3	13,6	39,3	27,3
2015	159	21	66,0	90,5	50,9	33,3	15,1	57,1	1,3	0	32,7	9,5	34,0	9,5

Die Prävalenz nördlich der Donau war im Gegensatz zu der südlich bis 2006 sehr gering und lag immer unterhalb der Prävalenz im Süden (Abb. 13, Tab. 5). Ab 2007 änderte sich dies drastisch. Im Jahr 2007 stieg im Norden die Prävalenz stark an und fiel dann im Jahr 2008 wieder ab. Seit einem erneuten Anstieg der Prävalenz im Jahr 2009 lag diese bis 2013 über der im Süden. Ab 2014 sank die Prävalenz nördlich der Donau wieder leicht ab. Südlich der Donau stieg die Prävalenz ab dem Jahr 2008 bis 2015 kontinuierlich an (Abb. 13). Die

Abschusszahlen von Rotwild nördlich der Donau waren höher als jene südlich der Donau. Wobei die Abschusserfüllung im Norden im Durchschnitt bei 26% lag und im Süden bei 95% (Abb.13). Der KSA-Test war nicht signifikant für die Parameter Prävalenz (p= 0,362), Abschuss (p= 0,929) und Abschusserfüllung (p= 0,967) nördlich der Donau. Südlich der Donau ergab der KSA-Test ebenfalls keine Signifikanzen für die Prävalenz (p= 0,917), den Abschuss (p= 0,934) und die Abschusserfüllung (p= 0,295). Der t-Test war hoch signifikant für die Prävalenz (p= 0,001), den Abschuss (p< 0,001) und die Abschusszahlen (p< 0,001) im Gebiet nördlich der Donau. Im Gebiet südlich der Donau zeigten alle Parameter (Prävalenz, Abschuss und Abschusserfüllung) im t-Test hohe Signifikanzen (p< 0,001).

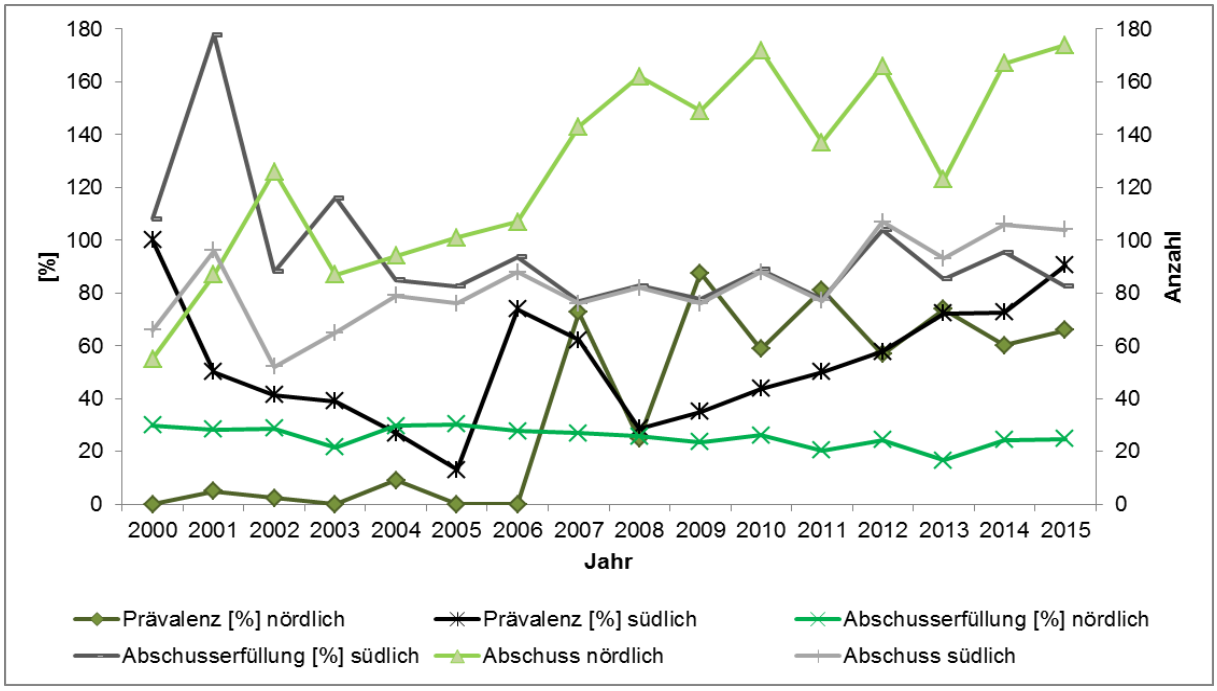


Abbildung 13: Vergleich der Prävalenz in Prozent, der Abschusserfüllung in Prozent, dem Mittelwert der Befallsintensität und den Abschusszahlen (durchgeführter Abschuss und Fallwild) von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 im gesamten Untersuchungsgebiet getrennt nach nördlich und südlich der Donau.

3.2 Rehlebern

Die Anzahl der untersuchten Rehlebern lagen weit unter jenen untersuchten von Rothirschen (Tab. 6, Tab. 3). Bei den wenigen Lebern zeigte sich aber trotzdem eine relativ hohe Befallsrate. Die Befallsintensität war über 15 Jahre hinweg sehr gering (Tab. 6), mit einem Maximum an 14 Egeln, die in einer Rehleber im Jahr 2001 gefunden worden sind.

Tabelle 6: Daten der Rehleberbefunde in Hinblick auf die Prävalenz in Prozent und die Mittelwerte der Befallsintensität im gesamten Untersuchungsgebiet über die Jahre 2000 bis 2015.

- typische Organveränderung nach einem Egelbefall aber kein Egel mehr feststellbar

Jahr	n =	Prävalenz %	n =	Befallsint. Mittelw.
2000	0	0	0	0
2001	16	43,8	7	4,8
2002	8	75,0	6	3,0
2003	5	60,0	3	1,0
2004	4	25,0	1	2,0
2005	0	0	0	0
2006	1	100,0	1	2,0
2007	4	75,0	2	-
2008	9	66,7	6	1,0
2009	4	100,0	4	2,0
2010	1	100,0	1	0
2011	2	50,0	1	2,0
2012	15	6,3	1	-
2013	0	0	0	0
2014	3	33,3	1	2,0
2015	3	100,0	3	1,7

Die Abschusserfüllung von Rehen war seit 2003, genauso wie der Abschuss seit 2000, ziemlich konstant. Hier ist eventuell nur die hohe Abschusserfüllung von 2001 (161%) zu nennen (Abb. 14). Bei der Prävalenz der positiven Rehlebern über die Jahr 2000 bis 2015 wurden starke Fluktuationen ersichtlich. Seit 2013 stieg diese wieder erneut an (Abb. 14). Die Befallsrate blieb konstant auf einem niedrigen Level (Abb. 14).

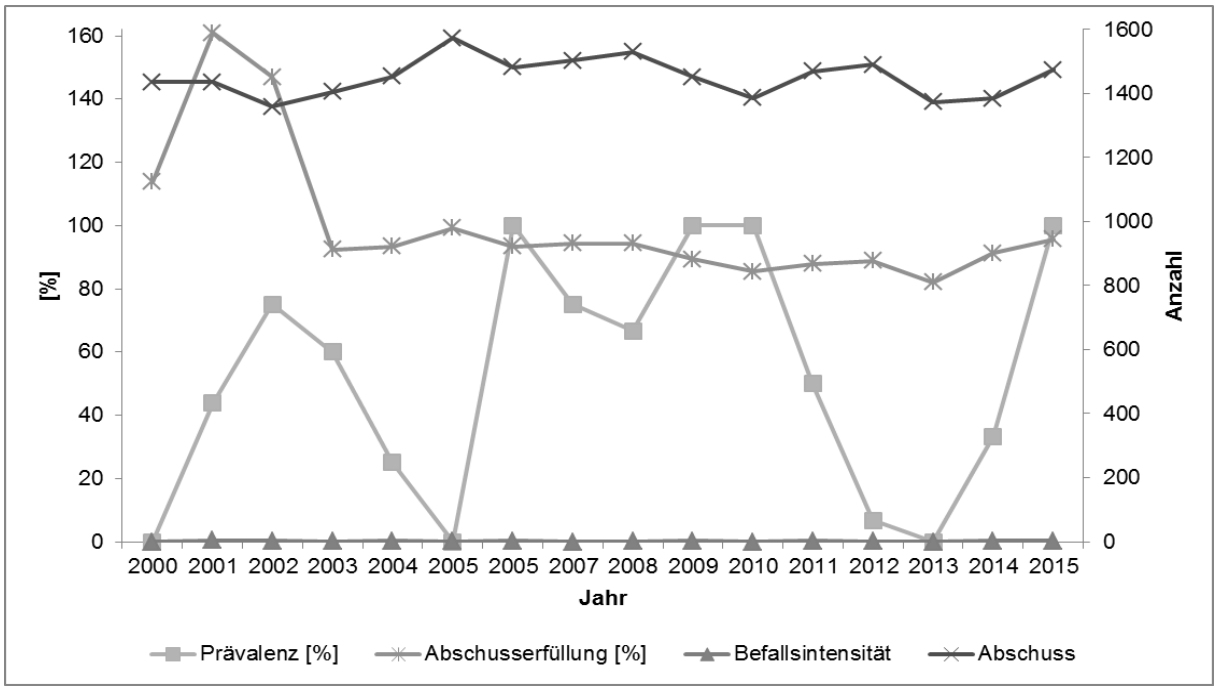


Abbildung 14: Vergleich der Abschusserfüllung in Prozent, der Prävalenz in Prozent, dem Mittelwert der Befallsintensität und den Abschusszahlen (durchgeführter Abschuss und Fallwild) von Rehwild über die Jahre 2000 bis 2015 im gesamten Untersuchungsgebiet.

3.3 Fischamend

Im Jahr 2000 lag die Prävalenz bei 100% Erstinfektionen (Tab. 7). Danach sank die Gesamtprävalenz bis 2002, stieg dann 2003 wieder und sank erneut bis 2005. 2006 stieg die Gesamtprävalenz wieder auf 72,7% an. Anschließend sank die Prävalenz wieder unter 70%. Ab 2012 erhöhten sich die Werte kontinuierlich und liegen derzeit bei 89,5% (Tab. 7). In zehn von 16 Jahren lagen die Werte der Erstinfektionen über jenen der Reinfektionen. In nur acht von 16 Jahren lagen die negativen Werte nach einer Behandlung über jenen ohne eine Behandlung mit Triclabendazol (Tab. 7).

Tabelle 7: Prävalenzen der Leberbefunde von Rotwild aus Fischamend über die Jahre 2000 bis 2015.

Jahr	n =	ges. pos. %	positiv – Erstinf. %	positiv – Reinf. %	negativ n. Beh. %	negativ o. Beh. %	ges. neg. %
2000	8	100	100	0	0	0	0
2001	35	51,4	31,4	20,0	25,7	22,9	48,6
2002	24	33,3	12,5	20,8	25,0	41,7	66,7
2003	22	36,4	13,7	22,7	36,4	27,3	63,6

2004	20	30,0	20,0	10,0	20,0	50,0	70,0
2005	23	13,0	8,7	4,3	47,8	39,1	87,0
2006	22	72,7	31,8	40,9	13,6	13,6	27,3
2007	20	70,0	45,0	25,5	10,0	20,0	30,0
2008	21	33,3	23,8	9,5	42,9	23,8	66,7
2009	15	40,0	20,0	20,0	26,7	33,3	60,0
2010	15	46,7	20,0	26,7	20,0	33,3	53,3
2011	10	60,0	50,0	10,0	40,0	0	40,0
2012	14	71,4	64,3	7,1	21,4	7,1	28,6
2013	17	70,6	58,8	11,8	11,8	17,6	29,4
2014	18	77,7	61,1	16,7	16,7	5,6	22,3
2015	19	89,5	26,3	63,2	0	10,5	10,5

Von 2001 bis 2005 überwogen Negativbefunde von Rothirschlebern (Abb. 15, Tab. 7). 2006 und 2007 kam es zu einem starken Anstieg an Erst- und Reinfektionen (Abb. 15). Danach fielen zwar beide Parameter bis zum Jahr 2010 wieder ab, wobei nur die Erstinfektionsrate weiter sank. Die positiven Leberbefunde stiegen bis zum Jahr 2015 weiter an. Die höchste Zahl an Reinfektionen wurde im Jahr 2015 gemessen (Abb. 15).

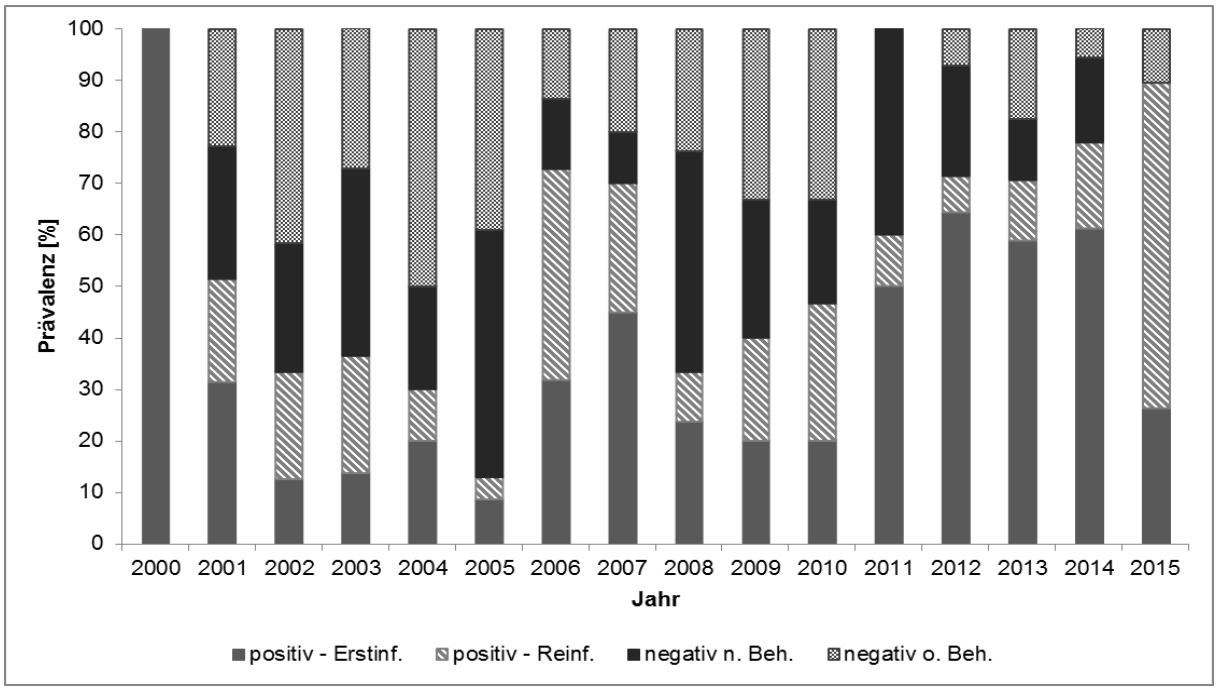


Abbildung 15: Prävalenzen der Leberbefunde in Prozent von Rotwild aus Fischamend über die Jahre 2000 bis 2015.

Die höchste Befallsintensität wurde ebenfalls im Jahr 2000 gemessen, mit insgesamt 107 Egeln in nur einer Rothirschleber (Tab. 8). Seit der Behandlung mit Triclabendazol stieg der Mittelwert der Befallsintensität in Fischamend nicht mehr über 8,8 Egel pro Leber (Tab. 8).

Tabelle 8: Befallsintensitäten der Leberbefunde von Rotwild aus Fischamend über die Jahre 2000 bis 2015.

Stabw. = Standardabweichung, Min. = Minimum an Egel pro Leber, Max. = Maximum an Egel pro Leber, * = Stichprobe zu klein für die Berechnung des Konfidenzintervalles ≥ 95%

Jahr	n =	Mittelw. KI ≥ 95%	Median KI ≥ 95%	Stabw.	Min.	Max.
2000	8	47,3 28,4-71,6	43,5 2-71	33,4	2	107
2001	18	8,8 5,7-13,8	6 3-9	8,7	1	29
2002	8	8,3 4,0-18,1	4 1-12	9,3	1	31
2003	8	2,0 1,4-2,6	2 1-3	1,1	1	4
2004	6	2,0 1,0-2,8	2 1-4	1,3	1	4

2005	3	2,3 1,0-2,3	3 *	1,2	1	3
2006	16	4,4 2,6-6,3	3 2-5	3,6	1	13
2007	14	5,8 3,4-8,6	3 2-12	5,2	1	14
2008	7	2,1 1,3-3,5	1 1-4	1,5	1	4
2009	6	2,6 1,3-3,5	2 1-5	1,5	1	5
2010	7	2,1 1,3-2,1	2 1-2	0,7	1	3
2011	6	1,5 1,0-2,2	1 1-3	1,6	1	3
2012	10	3,1 1,9 -4,9	2 1-7	2,4	1	8
2013	12	3,5 2,3-6,0	2,5 1-5	3,1	1	12
2014	14	2,6 1,6-4,6	1,5 1-4	2,6	1	11
2015	17	7,4 4,1-13,4	5 2-7	3,0	1	35

Der Abschuss von Rotwild und die Abschusserfüllung verhielten sich in Fischamend sehr ähnlich zueinander. Es waren auch hier keine rückläufigen Abschusszahlen zu erkennen (Abb. 16). Die Linien der Befallsintensität und der Prävalenz sehen sich sehr ähnlich: hohe Werte im Jahr 2000, danach sanken beide bis 2005, stiegen dann wieder bis 2007 an und fielen erneut bis 2008 ab. Danach stieg die Befallsrate bis 2015 kontinuierlich an, währenddessen die Befallsintensität auch anstieg aber in den Jahren 2011 und 2014 leicht abfiel (Abb.16). Der KSA-Test für die Parameter Prävalenz (p= 0,830), Abschuss (p= 0,377) und Abschusserfüllung (p= 0,151) zeigte keine Signifikanz. Die Daten der Befallsintensität waren jedoch bei dem KSA-Test signifikant (p= 0,033) und daher nicht normalverteilt. Der t-Test war höchst signifikant bei den Parametern Prävalenz, Abschuss und Abschusserfüllung (p< 0,001). Alle Parameter aus Fischamend (Prävalenz, Befallsintensität, Abschuss,

Abschusserfüllung, EPG und der Anteil positiver Kotproben) wurden auf eine Korrelation nach Pearson getestet. Die Prävalenz korrelierte mit der Befallsintensität (p= 0,037, r= 0,525) und der Abschuss korrelierte mit der Abschusserfüllung (p< 0,001, r= 0,957).

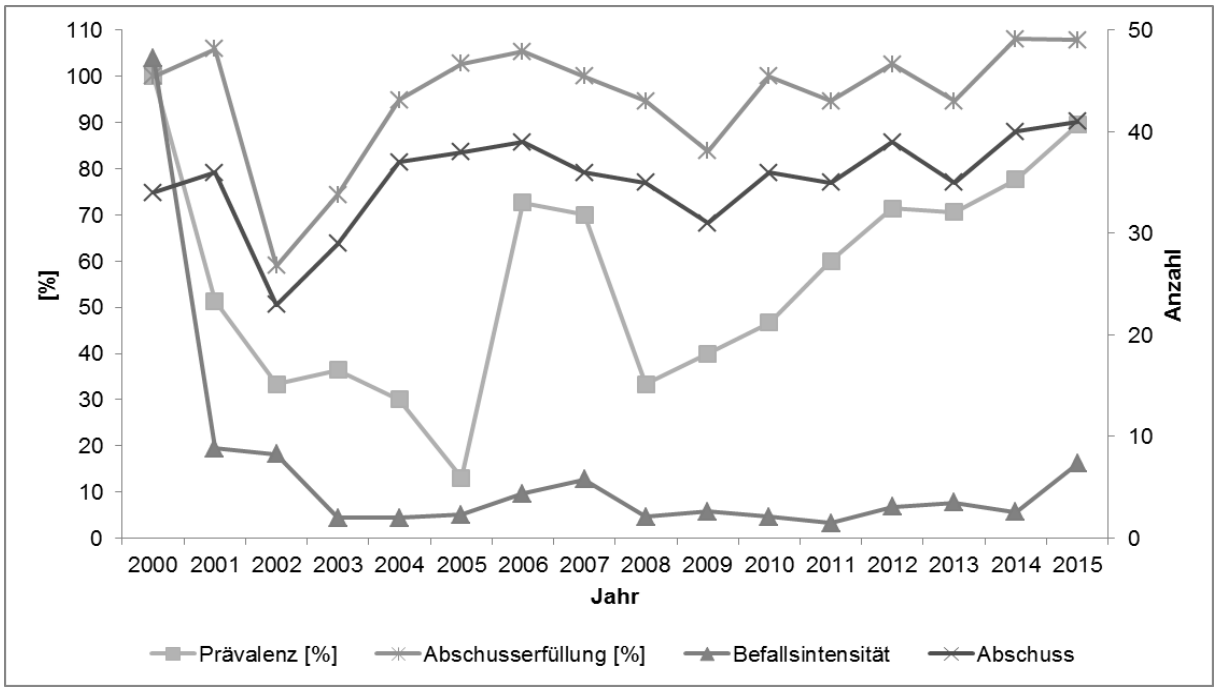


Abbildung 16: Vergleich der Prävalenz der Lebern in Prozent, der Abschusserfüllung in Prozent, dem Mittelwert der Befallsintensität der Lebern und den Abschusszahlen (Abschuss und Fallwild) von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 im Endemiegebiet Fischamend.

Die Daten der durchschnittlichen Anzahl Eier pro Gramm Kot (= EPG) waren gut vergleichbar mit dem Anteil an positiven Kotproben (= Prävalenz). Beide Werte waren im Jahr 2001 an ihrem Höhepunkt, fielen dann bis 2005 ab, stiegen im Jahr 2006 an, sanken dann erneut bis zum Jahr 2009 und stiegen bis 2015 wieder an (Abb. 17). Der KSA-Test ergab für die Parameter EPG (p= 0,077) und Prävalenz der Kotproben (p= 0,146) keine Signifikanz. Der t-Test war signifikant für die Anzahl der Eier pro Gramm Kot (p= 0,046) und für den Anteil an positiven Kotproben (p= 0,012). Die Korrelation nach Pearson ergab, eine Korrelation zwischen EPG und den Anteil positiver Kotproben (p< 0,001, r= 0,968), zwischen EPG und der Befallsintensität (p= 0,007, r= 0,662) und zwischen dem Anteil positiver Kotproben und der Befallsintensität (p= 0,005, r= 0,687).

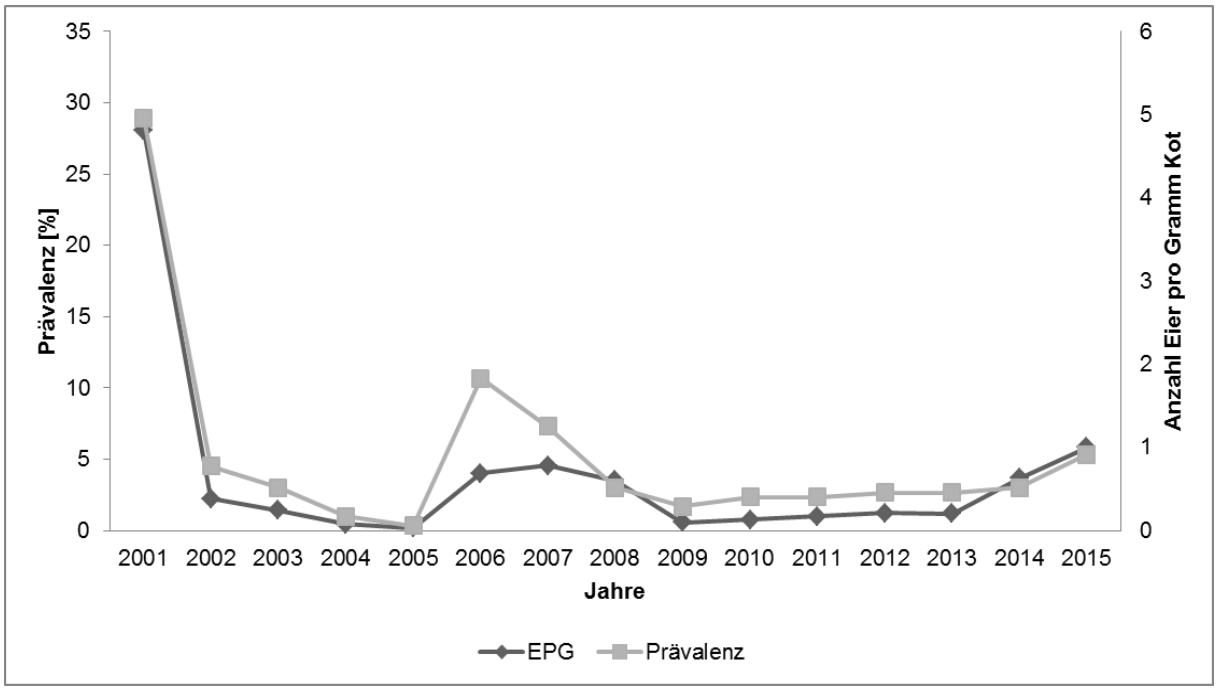


Abbildung 17: Durchschnittliche Anzahl der Eier pro Gramm Kot (EPG) über die Jahre 2000 bis 2015 im Vergleich mit dem Anteil positiver Kotproben in Prozent von Rotwild im Endemiegebiet Fischamend.

Im monatlichen Vergleich der Kotproben wurde ersichtlich, dass am Anfang und am Ende des Jahres Trematodeneier im Kot nachgewiesen werden können. Die Eiausscheidung fand von Jänner bis ca. März statt. In den Monaten April, Mai, Juni, Juli und August wurde, außer im Jahr 2001, kein Trematodenei in den Kotproben gefunden. Erst ab September bis Dezember wurden wieder Eier in den Proben nachgewiesen (Abb. 18).

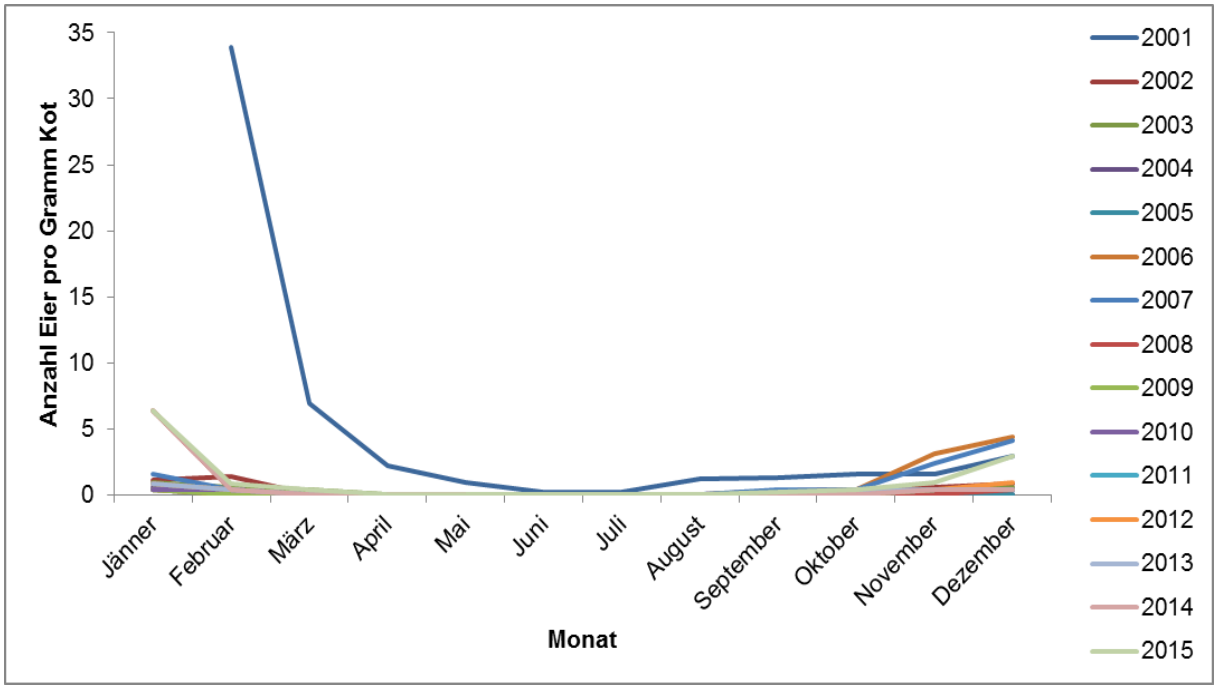


Abbildung 18: Durchschnittliche Anzahl der Eier pro Gramm Kot von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 im monatlichen Vergleich im Endemiegebiet Fischamend.

3.4 Nationalpark Donau-Auen

Die Abschusszahlen, die Abschusserfüllung und die Zählergebnisse aus dem Nationalpark Donau-Auen zeigten jährliche Fluktuationen aber keinen klaren Rückgang an Rotwild (Abb. 19, Abb. 20). Besonders viele Sichtungen von Rothirschen gab es in den Jahren 2012 und 2013 (Abb. 19, Abb. 20). Die Aufzeichnungen des ÖBf Eckartsau der Gewichtsentwicklung von weiblichem Rotwild (Alttiere und Schmaltiere) und die von Kälbern beiden Geschlechts reichen bis in das Jahr 2000 zurück. Bei Alttieren (weibliche Stücke ab dem dritten Lebensjahr) und bei Schmaltieren (weibliche Stücke im zweiten Lebensjahr) war das Gewicht leicht rückläufig (Abb. 19). Wohingegen bei Kälbern (männliche und weibliche Jungtiere unter einem Jahr) das Gewicht annähernd konstant blieb (Abb. 19). Das durchschnittliche Gewicht von Alttieren ging von 87,8 kg im Jahr 2000 auf 79,0 kg im Jahr 2015 zurück. Das durchschnittliche Gewicht von Schmaltieren von 74,0 kg im Jahr 2000 sank auf 65,3 kg im Jahr 2015. Der KSA-Test der Gewichtsentwicklung aller Altersklassen zusammen war nicht signifikant (p= 0,612) und zeigte daher, dass die Daten über die Jahre normalverteilt sind. Der t-Test aller Altersklassen zusammen ergab eine höchst signifikante (p< 0,001) Gewichtsentwicklung über die Jahre.

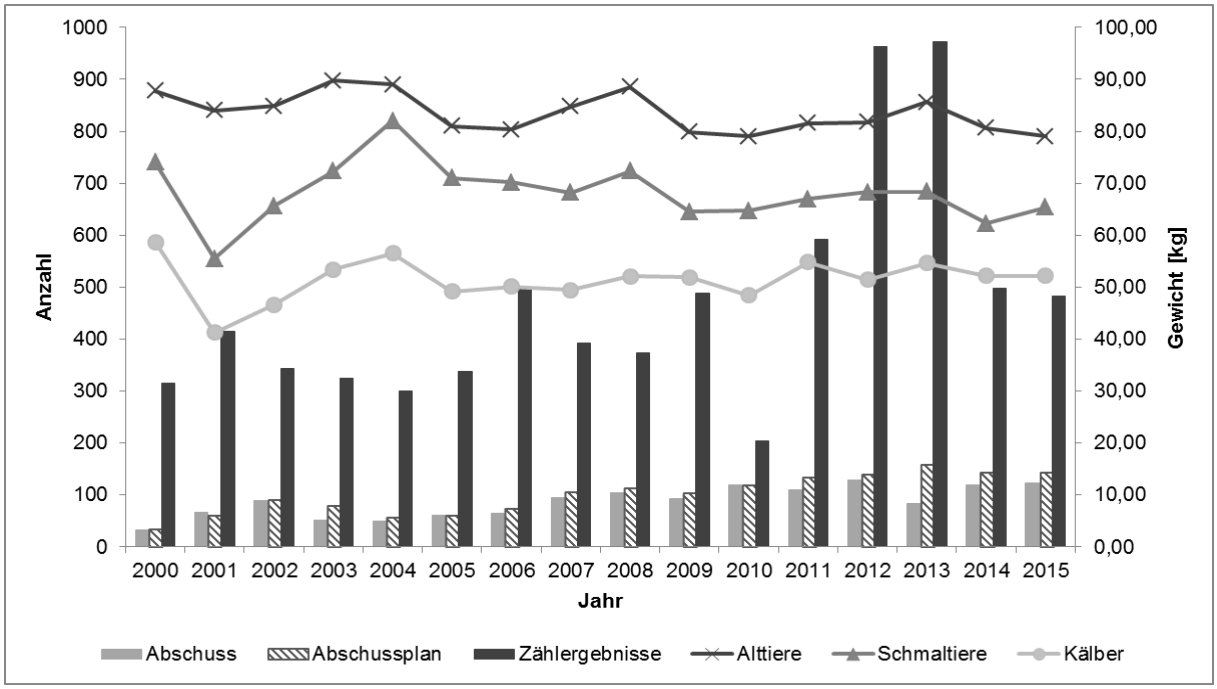


Abbildung 19: Darstellung des im Nationalpark Donau-Auen vorgenommenen Abschusses, des Abschussplans und der Zählergebnisse von Rotwild im Vergleich mit der Gewichtsentwicklung von Alttieren, Schmaltieren und Kälbern über die Jahre 2000 bis 2015 (Daten von ÖBf Eckartsau, Grafik verändert von Autorin).

Die Aufzeichnungen der Österreichischen Bundesforste Eckartsau über das Gewicht aufgebrochener männlicher Rothirsche (Hirsche der Klasse I, II und III) reicht bis in das Jahr 2012 zurück. Wobei es für einjährige Hirsche der Klasse III ebenfalls Daten, die in das Jahr

2000 zurückreichen, gibt. Hier war in allen Klassen (Klasse I – männliche Stücke über zehn Jahre, Klasse II – männliche Stücke über fünf Jahre, Klasse III mehrjährig – männliche Stücke ab dem dritten Lebensjahr und Klasse III einjährig – männliche Stücke im zweiten Lebensjahr) ein leichter Rückgang des Gewichtes zu beobachten (Abb. 20).

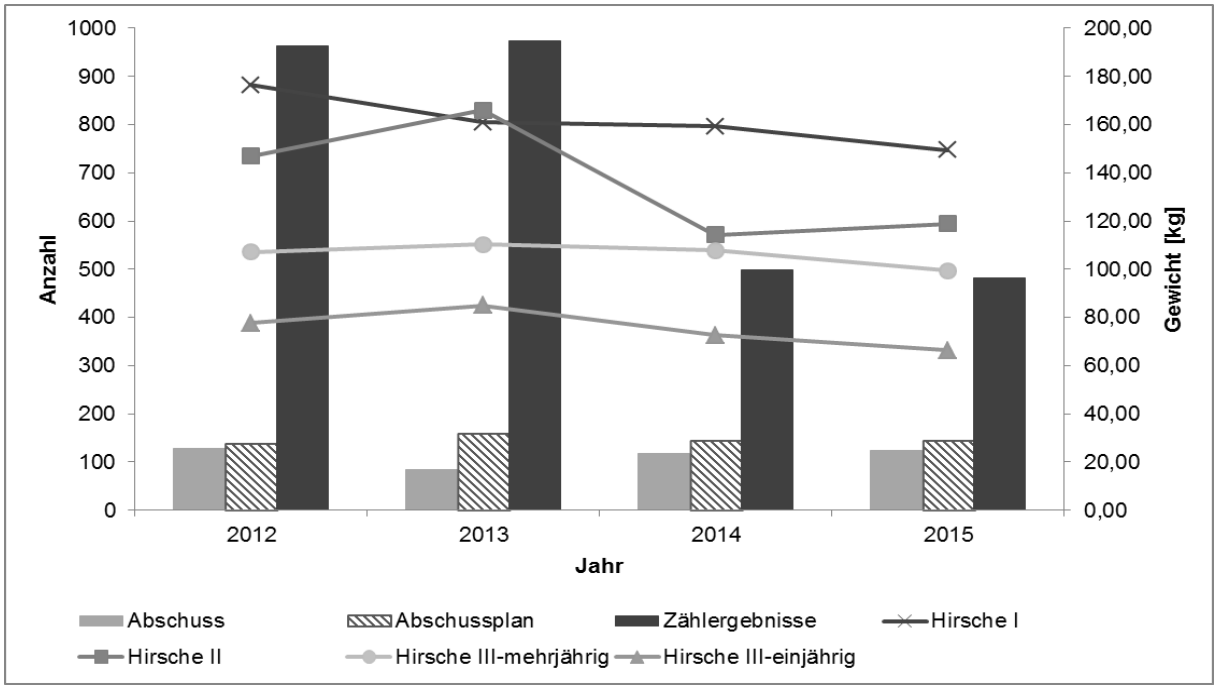


Abbildung 20: Darstellung des im Nationalpark Donau-Auen vorgenommenen Abschusses, des Abschussplans und der Zählergebnisse von Rotwild im Vergleich mit der Gewichtsentwicklung von Hirschen der Klasse I, II und III über die Jahre 2012 bis 2015 (Daten von ÖBf Eckartsau, Grafik verändert von Autorin).

Da in den Jahren 2014 und 2015 alle Lebern, ohne Vorselektion, aus den Revieren Untere Lobau (MA 49) und Eckartsau (ÖBf) zur Untersuchung eingeschickt worden sind, lässt sich hier ein direkter Vergleich ziehen (Tab. 9).

Tabelle 9: Vergleich der Befallsrate (untersuchte und positive Lebern) zwischen den Revieren MA 49 Untere Lobau und den ÖBF Eckartsau in den Jahren 2014 und 2015.

	2014				**2015**			
	MA49 Untere Lobau		**ÖBf Eckartsau**		**MA49 Untere Lobau**		**ÖBf Eckartsau**	
	Gesamt	positiv	gesamt	positiv	gesamt	positiv	gesamt	positiv
gesamt	46	21	26	15	52	30	26	14
Kälber	17	1	13	2	15	2	12	0
> 1 Jahr	29	20	13	13	37	28	14	13
> 2 Jahre	20	17	9	9	28	23	14	14

In dem Revier Untere Lobau stieg die Gesamtprävalenz von 2014 bis 2015 an (Abb. 21, Tab. 9). Wohingegen diese im Revier Eckartsau leicht sank (Abb. 21, Tab. 9). Die Prävalenz bei Kälbern beiden Geschlechts im Revier Untere Lobau war im Jahr 2015 ebenfalls höher als im Jahr 2014 (Abb. 21). Im Revier Eckartsau lag die Prävalenz bei Kälbern im Jahr 2014 bei 15%, im darauffolgenden Jahr wurde kein Fund von *Fascioloides magna* bei Kälbern bekannt. Bei Rotwild über einem Jahr stieg die Prävalenz von 2014 bis 2015 im Revier Untere Lobau an und sank im Revier Eckartsau (Abb. 21). In den Jahren 2014 und 2015 lag die Prävalenz von Rotwild über zwei Jahren im Revier Eckartsau bei 100% (Abb. 21). In der Altersklasse von Rotwild über zwei Jahren sank die Prävalenz von 2014 bis 2015 im Revier Untere Lobau (Abb. 21). Der Vergleich der Reviere zeigte außerdem, dass die Prävalenz im Revier Untere Lobau eher anstieg und in Eckartsau eher zurückging (Abb. 21, Tab. 9). Wobei im Revier Eckartsau alle untersuchten Lebern in den Jahren 2014 und 2015 von Rotwild über zwei Jahre positiv waren (Abb. 21, Tab. 9).

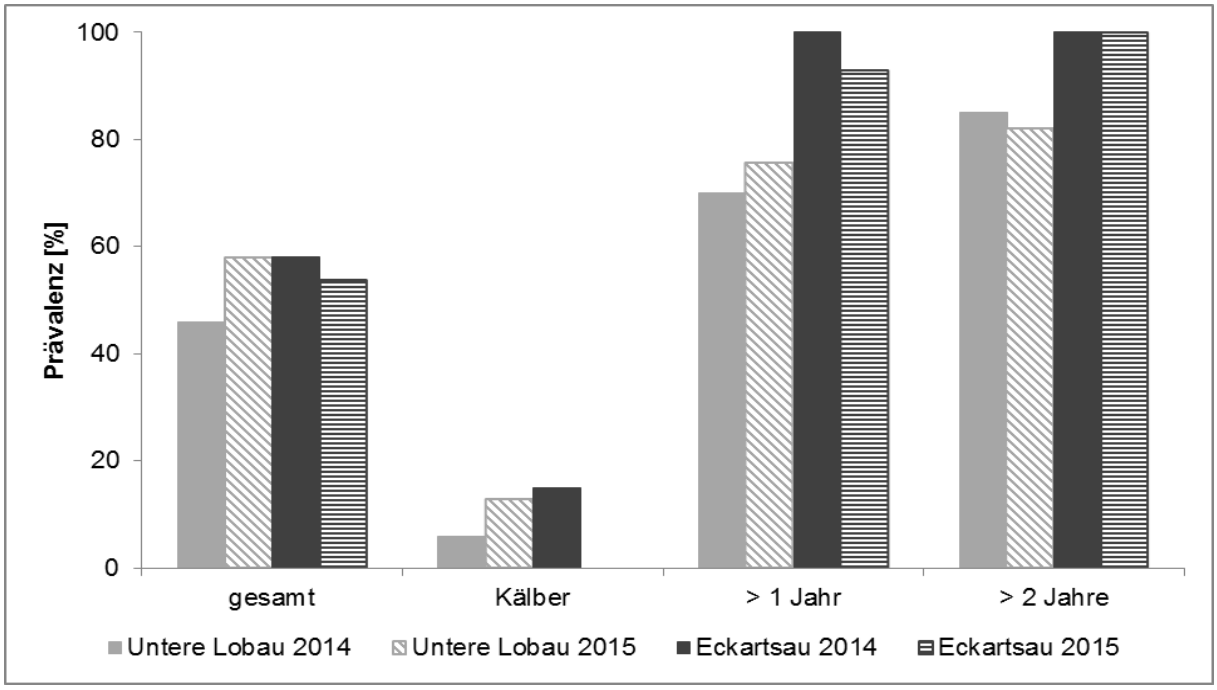


Abbildung 21: Vergleich der Prävalenzen aller Altersklassen von Rotwild und nach Altersklassen getrennt (Kälber, Rotwild über ein Jahr und Rotwild über zwei Jahre) der Reviere Untere Lobau und Eckartsau in den Jahren 2014 und 2015.

3.5 Verbreitung von *Fascioloides magna* in Österreich

Der Vergleich der Verbreitung des Amerikanischen Riesenleberegels in Österreich der Jahre 2001 und 2015 zeigte, dass sich nicht nur das Gebiet von *Fascioloides magna* vergrößert hat, sondern auch, dass über die Jahre mehr betroffene Wirtsarten entdeckt worden sind (Abb. 22). Neben den anfänglich bekannten Endwirten Rot- und Rehwild im Jahr 2001,

konnten bereits drei weitere Wirtsarten, Mufflon, Dam- und Schwarzwild, des Amerikanischen Riesenleberegels aufgezeigt werden (Abb. 22). Eine massive Ausbreitung von *Fascioloides magna* war vor allem im Gebiet nördlich der Donau zu beobachten (Abb. 22).

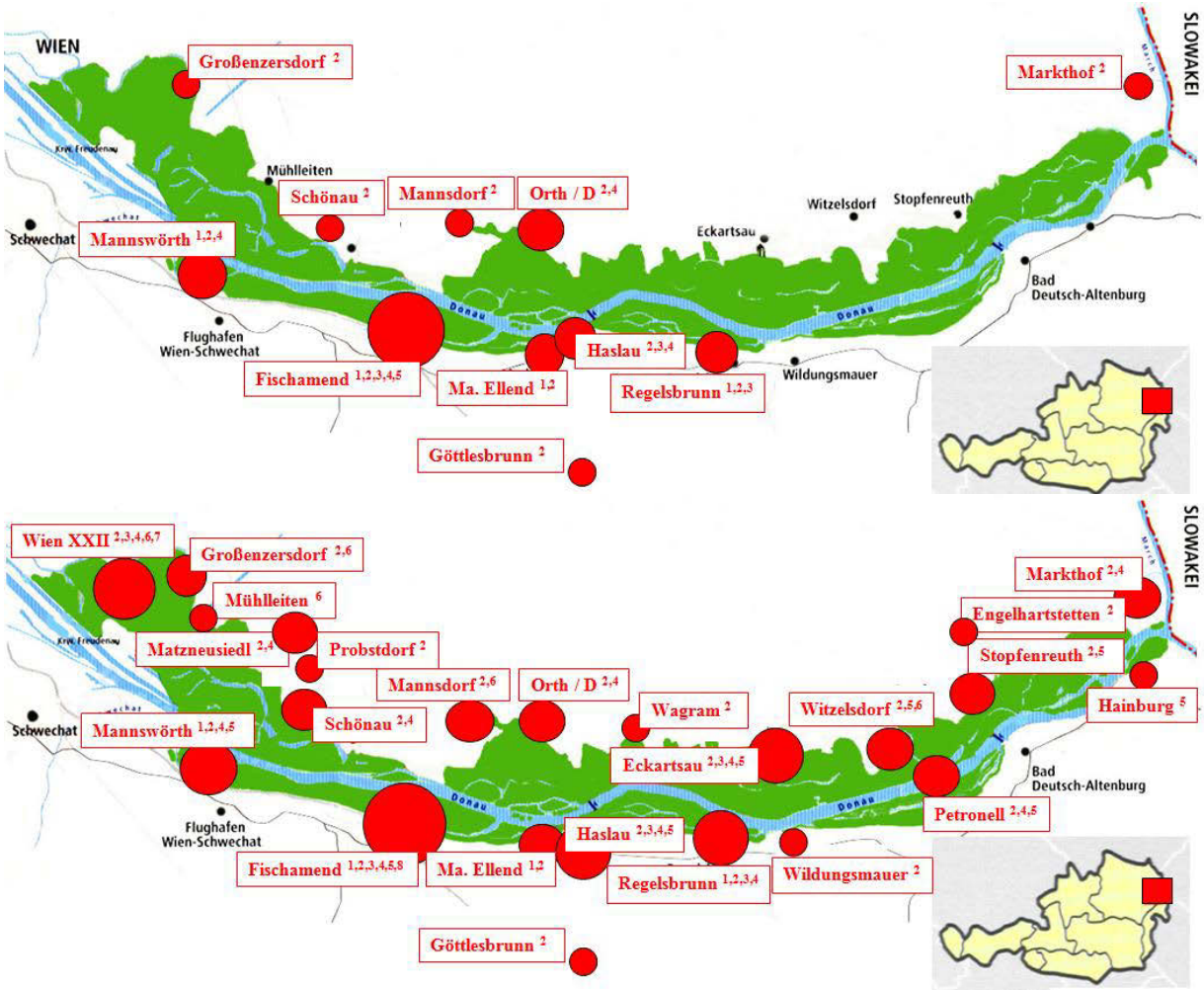


Abbildung 22: Das Untersuchungsgebiet und die Verbreitung des Amerikanischen Riesenleberegels in den Donau-Auen (Oben: Stand: 31.12.2001; Unten: Stand: 31.12.2015); Karte aus dem Nationalpark Donau-Auen verändert nach MMag. Dr. Usprung und mit Daten von MMag. Dr. Ursprung überlagert. Art des Nachweises: [1] Eier im Kot, [2] Egel in Rothirschleber, [3] Fallwild Rothirsch, [4] Egel in Rehleber, [5] Fallwild Reh, [6] Egel in Damhirschleber, [7] Egel in Mufflonleber, [8] Egel Wildschweinleber; die Größe der roten Kreise soll die Bedeutung (wiederholte Nachweise über Jahre und mehrere Arten von Nachweisen) des jeweiligen Gebietes darstellen. (© J. Ursprung)

4. Diskussion

Im Jahr 2000 wurde der Amerikanische Riesenleberegel erstmals in Österreich in den Donau-Auen nachgewiesen (Winkelmayer und Prosl 2001). Seit damals wird versucht geeignete Strategien für die Bekämpfung von *Fascioloides magna* zu entwickeln (z.B. Ursprung 2001, Winkelmayer 2002, Brandstetter 2002, Prosl 2003, Reckendorfer und Groiss 2006). Als zu dem Zeitpunkt gedachte Überbrückungsmaßnahme wurde beziehungsweise wird seit dem Jahr 2001 im Gebiet der Donau-Auen Rotwild mit dem Anthelminthikum Triclabendazol behandelt (Ursprung et al. 2006, Ursprung und Prosl 2011, Ursprung 2012-2016a).

In dieser Arbeit sollen unter anderem die Fragen wie sich die Befallsrate und -stärke in Bezug auf die medikamentöse Bekämpfung über die Jahre verändert hat und inwiefern eine medikamentöse Behandlung sinnvoll ist, beantwortet werden. Erste Erfolge der medikamentösen Behandlung zeigten sich in Bezug auf den Rückgang der Prävalenz bis zum Jahr 2005 sowie an der reduzierten Eiausscheidung im Endemiegebiet Fischamend (Ursprung und Prosl 2011). Jedoch stieg danach die Anzahl der positiven Leberproben wieder an (Ursprung und Prosl 2011, Ursprung 2012-2016a). Die Prävalenzen von Fischamend sind die aussagekräftigsten, da hier ab dem Jahr 2000 nicht nur veränderte Lebern von Rothirschen sondern alle Lebern zur Untersuchung eingeschickt worden sind. Da eben nicht im gesamtem Untersuchungsgebiet die Leberproben gleichermaßen eingeschickt wurden beziehungsweise eine Vorselektion der Lebern in einigen Gebieten stattgefunden hat, sind die Prävalenzen im gesamten Untersuchungsgebiet und auch jene nach nördlich und südlich der Donau getrennt nicht die aussagekräftigsten Parameter. Die erste Nullhypothese die besagt, dass sich kein signifikanter Unterschied zwischen Befallsrate und Befallsstärke in Hinblick auf die medikamentöse Behandlung zeigt, kann hiermit verworfen werden. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung des gesamten Untersuchungsgebietes zeigen, dass sich sowohl die Prävalenz, als auch die Befallsintensität höchst signifikant über die Jahre unterscheiden und dass sie nicht miteinander korrelieren. Der Anstieg der Prävalenz und die zusätzliche Ausbreitung des Parasiten könnten mehrere Ursachen haben. Zum Beispiel könnten die in Abbildung 8 gezeigten Fütterungsstandorte zu wenige oder eventuell nicht gut genug im Gebiet verteilt sein, weshalb zu wenige Individuen in der Population mit medikiertem Futter behandelt werden können, um eine dauerhafte Senkung der Prävalenz zu erzielen. Zusätzlich sehen die Richtlinien des Nationalpark Donau-Auen weder Fütterungen noch Behandlungen der Wildtiere vor, was dazu beiträgt, dass ein großer Teil der Rotwildpopulation nicht medikamentös behandelt wird. Bis zu dem Jahr 2016 konnte noch kein Anzeichen für Resistenzen gegenüber Triclabendazol gefunden werden (Ursprung 2016b). Eine wichtige Frage hierbei sollte ebenfalls geklärt werden: wie viel Prozent der Parasiten wird in den Wirten erfasst und wie viele befinden sich noch in der Umwelt? Bis

dato liegen dazu noch keine Daten vor. Die Behandlungsanzahl stellt eine weitere Ursache dar. Behandlungen, die nur einmal im Jahr durchgeführt werden, sind zu wenig um eine Eradikation beziehungsweise eine dauerhafte Senkung der Befallsrate zu erzielen. Diese Möglichkeit wurde bereits getestet und brachte leider keine zufriedenstellenden Ergebnisse. Im Jahr 2001 wurden vier Behandlungsperioden durchgeführt (19.-26.02., 17.-24.04., 24.-30.06. und 26.-31.10.), jedoch waren diese schwer durchzusetzen, da einerseits die Jagd ruhen musste und andererseits in den letzten zwei Behandlungsperioden im Juni und im Oktober das Futter von Rotwild gar nicht mehr oder nur sehr schlecht angenommen wurde (Ursprung 2006, Ursprung 2016b). Die Durchführung brachte nicht den gewünschten Erfolg und wurde ab 2002 auch nicht mehr weitergeführt. Seitdem wurde nur mehr einmal im Jahr Triclabendazol ausgebracht (Ursprung und Prosl 2011). Es gibt des Weiteren keinen Hinweis darauf, dass das Medikament nicht mehr wirksam wäre, dies wird zum Beispiel in Fischamend ersichtlich. Die Eiausscheidung geht jedes Jahr nach der Futtermedikation im März wieder auf 0 Eier pro Gramm Kot zurück, steigt jedoch wieder im Herbst mit der Geschlechtsreife einer neuen Egelgeneration an (Ursprung 2006, Ursprung und Prosl 2011, Ursprung 2007-2016a). Jedoch folgt auch nach einer erfolgreichen Behandlung immer öfter eine rasche Reinfektion (Ursprung 2016a). Im Jahr 2015 wurde in Fischamend die höchste Zahl an Reinfektionen gemessen. Des Weiteren gab es in Fischamend erstmals seit 2001 keine einzige negative Leberprobe nach einer medikamentösen Behandlung, aber bei 12 der 17 positiven Proben handelte es sich um Reinfektionen (Ursprung 2016a). Im übrigen Untersuchungsgebiet verhält sich dies ähnlich. Im Jahr 2015 wurden im gesamten Untersuchungsgebiet und nach nördlich und südlich der Donau getrennt, ebenfalls steigende Reinfektionen beobachtet. Es gibt leider keine Daten darüber, wie viel Prozent der Population mit dem Medikament abgedeckt werden beziehungsweise können. Die noch immer anhaltende Wirksamkeit von Triclabendazol kann nicht bezweifelt werden. Jedoch muss auch anerkannt werden, dass die Medikation, so wie sie bis heute durchgeführt wird, in Zukunft mit großer Wahrscheinlichkeit jagdwirtschaftlichen Schäden nicht mehr entgegenwirken kann (Ursprung 2016b).

Die Frage, ob es einen Zusammenhang zwischen der Prävalenz und der Bestandesdichte gibt, wird ebenfalls in dieser Arbeit behandelt. Die zweite Nullhypothese besagt, dass es keinen Zusammenhang zwischen Befallsrate und –stärke und der Rot- und Rehwildbestände gibt. Die Datenmenge der Prävalenz und Befallsintensität von Rehwild ist zu klein um konkrete Aussagen zu treffen. Dies wird vor allem durch starke Fluktuationen seitens der Prävalenz deutlich, welche auf die geringe Anzahl an untersuchten Lebern zurückzuführen ist. Da hier auch kein tatsächlicher Bestand von Rot- und Rehwild erhoben worden ist, sondern nur die Abschusszahlen verwendet worden sind, können hier nur Entwicklungstrends wiedergegeben werden. Die Abschusszahlen und die Abschusserfüllung von Rehwild zeigen weder eine Steigung noch einen Rückgang auf, dies könnte auf eine

konstante Rehwildpopulation schließen lassen. Die Zählergebnisse des Nationalpark Donau-Auen, lassen zurzeit auch nicht auf eine Gefährdung des Rehwildbestandes schließen (unveröffentlichte Daten ÖBf Eckartsau). Rehwild profitiert indirekt auch an der medikamentösen Behandlung von Rotwild. Dadurch, dass die Eiausscheidung über die Losung von Rothirschen durch Triclabendazol verringert wird, gelangen weniger infektiöse Stadien von *Fascioloides magna* in die Umwelt und können somit weniger Endwirte, wie zum Beispiel das Reh, infizieren. Die Abschusszahlen von Rotwild im gesamten Untersuchungsgebiet zeigen eine Steigung über die Jahre, die Abschusserfüllung sinkt dagegen eher. Der Abschuss, die Prävalenz und die Befallsintensität im gesamten Untersuchungsgebiet unterscheiden sich signifikant über die Jahre und korrelieren nicht miteinander. Auch im Endemiegebiet Fischamend zeigt sich kein Zusammenhang zwischen Prävalenz, Befallsintensität und den Abschusszahlen von Rotwild. Demzufolge kann die Nullhypothese beibehalten werden, es besteht bis zum Jahr 2015 kein Zusammenhang zwischen der Befallsrate und –stärke und der Rotwilddichte im gesamten Untersuchungsgebiet. Durch die Befliegungen im März 2015 im Nationalpark Donau-Auen kann von einer Dichte von 14,75 bis 21 Stück Rotwild pro 100 ha ausgegangen werden (Ing. Büro Aerosense 2015). Diese Ergebnisse und die seit dem Jahr 2000 durchgeführten Zählungen im Nationalpark Donau-Auen (unveröffentlichte Daten ÖBf Eckartsau) lassen ebenfalls weder auf einen rückläufigen, noch auf einen gefährdeten Rotwildbestand schließen.

Die Frage, ob es andere Anzeichen für den Befall von *Fascioloides magna* in einer Rotwildpopulation gibt, wäre ebenfalls sehr interessant und könnte durch die letzte Hypothese eventuell beantwortet werden. Die dritte Hypothese die besagt, dass es keine Änderung der Gewichtsentwicklung von Rotwild über die Jahre im Nationalpark Donau-Auen gibt, kann hiermit verworfen werden. Die Ergebnisse zeigen, dass das Gewicht über die Jahre in fast allen Altersklassen abnimmt. Der t-test ergibt, dass sich das Gewicht aller Altersklassen von weiblichen Rotwild und von Kälbern beiden Geschlechts über die Jahre hoch signifikant unterscheiden. Dies könnte einerseits tatsächlich durch den Befall des Parasiten erklärt werden aber andererseits könnte die abnehmende Gewichtsentwicklung auch zum Beispiel mit einer hohen Wilddichte zusammenhängen.

Da momentan die Populationen von Reh- und Rotwild im Untersuchungsgebiet nicht gefährdet erscheinen, darf jedoch nicht davon ausgegangen werden, dass sich ohne den Einsatz von Triclabendazol, die Reh- und Rotwildbestände nicht drastisch reduzieren könnten. Dies zeigten uns die teils massiven Wildverluste in den Nachbarländern Österreichs. Die Fragen, welche Bekämpfungsmaßnahmen es in den Nachbarländern Österreichs gegeben hat und welche Ergebnisse dort erzielt wurden, werden im folgenden Teil dieser Arbeit beantwortet.

Erste Funde von *Fascioloides magna* aus der früheren Tschechoslowakei wurden 1927 bei Rotwild gemeldet. Im Jahr 1968 wurde der Parasit bei weitläufigen Untersuchungen in Mittel- und Südböhmen festgestellt. Damals waren in diesen Gebieten etwa 70% bis 80% des Rotwildes infiziert. Jedoch wurden auch Funde bei Rindern, Dam- und Rehwild gemeldet. Seit den siebziger Jahren wurden in den Verbreitungsgebieten von *Fascioloides magna* flächendeckende, mehrjährige Behandlungen mit Bithionolsulfoxid (BHS) durchgeführt. Dies brachte zwar anfänglich gute Ergebnisse, wurde jedoch später abgesetzt und gegen Rafendazol ausgetauscht, da im Wildpret Rückstände von BHS gefunden worden sind. Ab 1985 erfolgten Versuche mit Rafendazol in Jagdgattern. In dem zweijährigen Versuch konnte die Eiausscheidung im Kot um 98% verringert werden. Später wurde Rafendazol auch in freier Wildbahn eingesetzt (Vodnansky und Rajský 2001). Ein Beispiel aus der Südslowakei zeigt die schnelle Ausbreitung des Amerikanischen Riesenleberegels in einem geeigneten Lebensraum. Dort wurde der Parasit erstmals im Jahr 1988 entdeckt (Rajský et al. 1994). In den folgenden Jahren häuften sich die Funde von infizierten erlegten und tot aufgefundenem Rotwild in einem immer größer werdenden Gebiet. Das festgestellte Verbreitungsgebiet des Amerikanischen Riesenleberegels erweiterte sich jährlich um etwa 10 km. Im Jahr 1995 wurden umfassende Untersuchungen im gesamten Gebiet durchgeführt, diese ergaben, dass bereits mehr als 90% des Rotwildes mit *Fascioloides magna* infiziert waren. Der Rückgang der Rehbestände wird zwischen den Jahren 1988 und 1996 auf 90% geschätzt. Damals kam es in der Slowakei zu keiner weiteren Ausbreitung des Parasiten, da die bestehenden Rotwildvorkommen keine natürlichen Verbindungen mit anderen slowakischen Rotwildgebieten besaßen. Ein Auszug der Prävalenzen und der Befallsintensitäten von Rotwild aus dem Bezirk Dunjaska Streda (Schüttinsel) in der Slowakei sind in Tabelle 10 ersichtlich (Vodnansky und Raský 2006).

Tabelle 10: Vergleich der Prävalenz und Befallsintensität von Rotwild aus Dunjaska Streda in der Slowakei über die Jahre 1988 bis 2005 (Vodnansky und Rajský 2006).

* in diesen Jahren wurde nur ein Stück Rotwild untersucht

** Jahre mit flächendeckender medikamentösen Behandlung

Jahr	ges. pos. %	Befallsint.
1988*	100	5
1989*	100	3
1990	-	-
1991	40,0	3 – 5
1992	56,3	2 – 41
1993	66,6	2 – 66

1994	79,2	15 – 78
1995	91,3	2 – 107
1996**	66,6	8 – 31
1997**	61,1	5 – 23
1998**	40,0	2 – 6
1999**	55,0	2 – 9
2000**	38,1	1 – 10
2001**	40,0	2 – 5
2002**	31,3	3 – 6
2003**	47,8	2 – 8
2004**	34,3	2 – 9
2005**	36,7	3 – 18

Ein intensiver Populationsaustausch bestand beziehungsweise besteht nur mit Rotwildgebieten in Ungarn, wo der Amerikanische Riesenleberegel erst im Jahr 1994 nachgewiesen werden konnte (Vodnansky und Rajský 2002, Egri et al. 2002). Als Bekämpfungsmaßnahme wurden seit dem Jahr 1996 einmal im Winter flächendeckende Behandlungen mit Rafendazol premix (Bioferm, Praha) durchgeführt. Die Verabreichung des Medikamentes über Fütterungen erfolgte in einer grenzüberschreitenden Koordination auf der ungarischen Seite der Donau. Nach zwei Jahren ging die Prävalenz bei Rotwild von anfänglichen 90% auf 40% zurück aber sank danach nicht weiter (Vodnansky und Rajský 2001, Egri et al. 2002). Im Jahr 2001 wurde in den stärksten infizierten Gebieten Albendasol (Vermitan) sowie ein Granulat, welches Triclabendazol und Levamizol enthielten (SBH-EXWORMER), ausgebracht (Egri et al. 2002). Dabei wurde das Medikament nicht nur auf Futtertischen vorgelegt, sondern es wurden auch albendasolhaltiges Lecksalz ausgebracht (Egri et al. 2006). Ab 2002 wurde nur mehr das Medikament SBH-EXWORMER (SelBruHa) verwendet. Nach der Anwendung mit Triclabendazol wurde die Prävalenz wieder deutlich reduziert (Egri et al. 2002). Im Jahr 2004 wurde das Anthelminthikum Dewormer (United Animal Health) ausgebracht und seit dem Jahr 2005 wird das Rotwild, wie in Österreich auch, mit Tribex behandelt (Giczi 2008). Jedoch konnten, aus Kostengründen, nicht in jedem Jahr Bekämpfungsmaßnahmen in allen Verbreitungsgebieten durchgeführt werden. Von 1997 bis 2003 konnten von Egri et al. (2003) in mehreren Gebieten Ungarns 698 Hirschlebern und 45 Rehlebern untersucht werden. Die Prävalenz für alle Gebiete und alle Jahre zusammen beträgt im Durchschnitt 47,75% bei Rotwild und 9,45% bei Rehwild. Ein

Auszug der Prävalenzen und der Befallsintensitäten aus einem Gebiet Ungarns dem „Kleinen Schütt“ (Szigetköz) sind in Tabelle 11 ersichtlich (Egri et al. 2006).

Tabelle 11: Vergleich der Prävalenz und Befallsintensität von Rotwild im Gebiet Szigetköz in Ungarn über die Jahre 1998 bis 2005 (Egri et al. 2006).

Jahr	n =	ges. pos.	ges. pos. %	Befallsint. Mittelw.	Befallsint. Median
1998	28	17	60,7	5,7	4,0
1999	51	18	35,3	5,6	4,0
2000	38	8	21,1	20,6	9,0
2001	39	22	56,4	16,6	6,0
2002	65	27	41,5	9,3	2,0
2003	83	41	49,4	15,8	5,0
2004	34	14	41,2	23,0	3,5
2005	121	58	47,9	10,4	4,0

Anhand dieser Ergebnisse aus den Nachbarländern Österreichs, wird nun auch die Verbreitung beziehungsweise die Ausbreitung des Amerikanischen Riesenleberegels in Österreich diskutiert.

Der Vergleich des Untersuchungsgebietes zwischen 2001 und 2015 zeigt, dass sich nicht nur das Verbreitungsgebiet vergrößert hat, sondern auch, dass neue Wirtsarten von *Fascioloides magna* entdeckt worden sind. Im Gebiet nördlich der Donau ist die größte Ausbreitung zu beobachten, auch stiegen hier die Prävalenzen seit dem Jahr 2007 stark an. Neben Rot- und Rehwild im Jahr 2001 haben sich auch über die Jahre Damwild, Muffelwild und Schwarzwild mit dem Amerikanischen Riesenleberegel infiziert (Ursprung 2016a). Deshalb ist die Frage der weiteren Ausbreitung in Österreich ein wichtiger Punkt, dem nachgegangen werden muss. Das Gebiet der Donau-Auen könnte eigentlich mit einer kleinen Insel verglichen werden. Die Ausbreitung funktioniert größtenteils durch die Verbreitung der Zwischenwirte über die Donau. Die Gefahr der weiteren Ausbreitung in andere Teile Österreichs besteht eher durch den Bau neuer Grünbrücken, die eine genetische Verarmung von zum Beispiel Rotwild verhindern sollen.

Der Neubau der Grünbrücken bei zum Beispiel Arbesthal und Potzneusiedl könnten den Startschuss einer weiteren Ausbreitung von *Fascioloides magna* bedeuten. Die Grünbrücke bei Arbesthal soll eine Verbindung zwischen den Donau-Auen und den Leitha-Auen schaffen. Eine Studie von Sattmann und Hörweg (2016) beschäftigte sich eben mit dieser

Frage, ob bereits eine Ausbreitung dieses Parasiten im Bereich der Leitha-Auen stattgefunden hat und des Weiteren, ob überhaupt das Potential für eine Ansiedlung vorhanden ist. In dieser Arbeit wurde festgestellt, dass bis dato zwar keine Infektionen mit *Fascioloides magna* in dem Zwischenwirt *Galba truncatula* und anderen potentiellen Überträgerschnecken nachgewiesen werden konnten und dass die Schneckendichte geringer als in den Donau-Auen ist. Dennoch ist im Bereich der Leitha-Auen das Potential für die Etablierung und Aufrechterhaltung des Zyklus des Amerikanischen Riesenleberegels vorhanden (Sattmann und Hörweg 2016). Ein Langzeit-Monitoring der Schneckenbestände, wie es bereits in den vergangenen Jahren durchgeführt worden ist (z.B. Sattmann und Hörweg 2006, Haider 2010, Hörweg et al. 2011, Haider et al. 2012), in Kombination mit Untersuchungen zum Befall beim Endwirt, vor allem in den Bereichen der Wildquerungshilfen, wird von den Autoren dringend empfohlen (Sattmann und Hörweg 2016).

Generell darf von einer Auslöschung des Parasiten nicht mehr ausgegangen werden. Dafür müssen andere beziehungsweise kombinierende Managementmaßnahmen eingesetzt werden, um der weiteren Ausbreitung des Amerikanischen Riesenleberegels entgegen zu wirken. Mögliche Bekämpfungsmaßnahmen wären: nur mehr ein strategischer Medikamenteneinsatz zur weiteren Unterbrechung der Eiausscheidung, ein geeignetes Weidemanagement erstellen, zum Beispiel durch Beseitigung der Schneckenlebensräume oder durch Auszäunung dieser, mindestens sechs Monate lang Heu ablagern bevor es verfüttert wird, gezielte Schwerpunktbejagung, Ablenkfütterungen um das Wild von ausgewiesenen „Hot-Spots“ (Reckendorfer und Groiss 2006) zu entfernen und natürlich ein weiterführendes Monitoring der End- und Zwischenwirte. Zwei wesentliche Faktoren können wahrscheinlich dabei aber nicht außer Acht gelassen werden: auf der einen Seite eine starke Reduktion der Wilddichte und auf der anderen Seite die Reduzierung beziehungsweise die Geringhaltung der Wurmbürde mittels Medikation. Ein weiterer wichtiger Punkt betrifft die Fütterungshygiene. An den Fütterungsstellen kommt es zu einer Zentrierung der Wilddichte, weshalb hier besonders auf die Hygiene geachtet werden muss. Betreffende Maßnahmen wären zum Beispiel das Kalken der Fütterungsstandorte, höhere Lagen der Standorte sollten bevorzugt werden, Drainagen für Fütterungsstandorte sollten angelegt werden, Wasserlacken für längere Zeiträume sollten im Bereich der Futtertische vermieden werden, generell sollte auf trockenen Boden geachtet werden.

Für dieses Projekt galt immer das Ziel, langfristig die jagdwirtschaftlichen Schäden und den Infektionsdruck gering zu halten und darüber hinaus die Ausbreitung des Amerikanischen Riesenleberegels zu stoppen. In den letzten 15 Jahren konnte zwar die weitere Ausbreitung von *Fascioloides magna* nicht verhindert werden, aber die Befallsintensität wäre ohne die Behandlung mit Triclabendazol wahrscheinlich nicht auf dem heutigen Niveau. Inwiefern eine dauerhafte medikamentöse Behandlung bei Wildtieren vertretbar ist, ist eine andere Frage.

Auch die Art der Verabreichung von Triclabendazol und die Unüberprüfbarkeit der aufgenommenen Mengen des Medikaments von einzelnen Tieren muss hier kritisch gesehen beziehungsweise angemerkt werden. Falls die Behandlung mit Triclabendazol nicht mehr fortgeführt werden sollte, könnte dies aber verheerende Auswirkungen auf die derzeitigen Wildbestände im Gebiet der Donau-Auen haben. In Nordamerika könnte über viele Jahre hinweg eine Koevolution zwischen Wirt und Parasit entstanden sein, da in der ursprünglichen Heimat des Amerikanischen Riesenleberegels die Wirte mit diesem Parasiten besser umzugehen scheinen (Malcicka 2015). Ob im Bereich der Donau-Auen auf eine Koevolution zwischen Wirt und Parasit gewartet werden kann, ist fraglich.

Das Interreg-Projekt „Amri-Egel-Austria“ sorgte für einen Austausch mit den Nachbarländern Österreichs. Seit dem Ende dieses Projektes stagnierte der Austausch zwischen den Ländern. Ein neues Projekt, in dem sich erneut betroffene Länder in Europa austauschen können, sollte ins Leben gerufen werden. Des Weiteren wäre eine Arbeitsgruppe, die sich mit dem Amerikanischen Riesenleberegel beschäftigt, sinnvoll. Dazu sollten nicht nur Veterinärmediziner gehören, sondern auch unter anderem Biologen und Wildtierökologen. Eine interdisziplinäre Zusammenarbeit, um weitere Bekämpfungsmaßnahmen zu koordinieren, könnte wesentliche Fortschritte erzielen.

5. Literaturverzeichnis

ALMARZA, N. (1935): Die Leberegel des Schafes. Beschreibung neuer Arten. Z. f. Infektionskrankheiten Haustiere 47, 195-202.

BALBO, T.; LANFRANCHI, P.; ROSSI, L.; MENEGUZ, P.G. (1987): Health management of red deer population infected by *Fascioloides magna* (Bassi 1875) Ward 1917. Annali Fac. Med. Vet. Torino 32, 23-33.

BALBO, T.; ROSSI, L.; MENEGUZ, P.G. (1989): Integrated control of *Fascioloides magna* infection in northern Italy. Parassitologia 31, 137-144.

BASSI, R. (1875): Sulla chachessia ittero-verminosa, o marciaia dei cervi, causata dal *Distomum magnum*. Il Medico Veterinario 4, 497-515.

BRANDSTETTER, E. (2002): Mögliche Konsequenzen für die Jägerschaft. In Proc. Symposium zum Interreg-Projekt Amri-Egel-Austria: Erforschung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*). Veterinärmedizinische Universität Wien, 21.11.2002, 15-18.

CAMPBELL, W.C. (1960): Nature and possible significance of the pigment in fascioloidiasis. J. Parasitol. 46, 769-775.

CAMPBELL, W.C. (1961): Notes of the egg and miracidium of *Fascioloides magna* (Trematoda). T. Am. Mircrosc. Soc. 80, 308-319

CHROUSTOVÁ, E.; HŮLKA, J.; JAROŠ, J. (1980): Prevence a terapie fascioloidózy skotu bithionol- sulfoxidem. Vet. Med. (Praha) 25, 557-563.

CRAIG, T.M.; BELL, R.R. (1978): Seasonal transmission of liver flukes to cattle in the Texas gulf coast. J. Am. Vet. Med. Assoc. 178, 104-107.

CURTICE, C. (1887): Distoma in livers and lungs of cattle. Amer. Vet. Review, 390-392. Zitiert in Stiles, C.W. (1894): The anatomy of the large American fluke (*Fasciola magna*) and a comparison with other species of the genus Fasciola. J. Comp. Med. Vet. Arch. 15, 161-462.

ECKERT, J.; SAMSON-HIMMELSTJERNA, G.; ZAHNER, H.; DEPLAZES, P. (2012): Lehrbuch der Parasitologie für die Tiermedizin. 3. Auflage. Enke Verlag, 656pp.

EGRI, B.; SZTOJKOV, V.; TÖRZSÖK, G. (2002): Ergebnisse der Untersuchungen über die Bekämpfungsmethoden des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*, Bassi 1875) in Ungarn (1997-2002). In Proc. Symposium zum Interreg-Projekt Amri-Egel-Austria: Erforschung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*). Veterinärmedizinische Universität Wien, 21.11.2002, 5-7.

EGRI, B.; SZTOJKOV, V.; TÖRZSÖK, G. (2003): “Sentinel-Punkte” als regelmässige Kontrollmöglichkeiten zur Erschließung der *Fascioloides magna* – Infiziertheit im ungarischen Wildbestand (Gegenwart und Zukunft). In Proc. Symposium zum Interreg-Projekt Amri-Egel-Austria Abschlussveranstaltung: Erforschung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*). Veterinärmedizinische Universität Wien, 02.12.2003, 7-10.

EGRI, B.; SZTOJKOV, V.; TÖRZSÖK, G. (2006): Aktueller Lagebericht über die Fascioloides magna (Bassi, 1875) Infiziertheit der Rothirsche in der Region des Szigetköz/ “Kleinen Schütt” (quantitative parasitologische Erschließung 2005). In Proc. Abschluss-Symposium zum Interreg-Projekt Amri-Egel-Austria: Erforschung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels (Fascioloides magna). Veterinärmedizinische Universität Wien, 17.02.2006, 8-10.

ERHARDOVÁ, B. (1961): Vývojový cyklus motolice obrovské *Fasciola magna* v podmínkách ČSSR. Zool. Listy. 10, 9-16.

ERHARDOVÁ-KOTRLÁ, B. (1971): The occurrence of *Fascioloides magna* (Bassi, 1875) in Czechoslovakia. Czechoslovak Academy of Sciences. Prague, 151pp.

FALTÝNKOVÁ, A.; HORÁČKOVÁ, E.; HIRTOVÁ, L.; NOVOBILSKÝ, A.; MODRÝ, D.; SCHOLZ, T. (2006): Is *Radix peregra* a new intermediate host of *Fascioloides magna* (Trematoda) in Europe? Field and experimental evidence. Acta Parasitol. 51, 87-90.

FOREYT, W.J.; TODD, A.C. (1976): The development of the large American liver fluke, *Fascioloides magna*, in white-tailed deer, cattle, and sheep. J. Parasitol. 62, 26-32.

FOREYT, W.J.; SAMUEL, W.M.; TODD, A.C. (1977): *Fascioloides magna* in white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*): observation of the pairing tendency. J. Parasitol. 63, 1050-1052.

GICZI, E. (2008): *Fascioloides magna* (Bassi, 1875) infection of hungarian red deer and roe deer stock and the possibility of protection. Ph.D. Dissertation, University of West Hungary. Mosonmagyaróvár. 21pp.

HAIDER, M. (2010): Bestimmung der Prävalenz von *Fascioloides magna* (Bassi 1875) und anderen digenen Trematoden in *Galba truncatula* (O.F: Müller 1774) an drei ausgewählten Standorten im Bereich Orth/Donau (Niederösterreich). Diplomarbeit. Universität Wien. 168pp.

HAIDER, M.; HÖRWEG, C.; LIESINGER, K.; SATTMANN, H.; WALOCHNIK, J. (2012): Recovery of *Fascioloides magna* (Digenea) population in spite of treatment programme? Screening *Galba truncatula* (Gastropoda, Lymnaeidae) from lower Austria. Vet. Parasitol. 187, 445-451.

HÖRWEG, C.; PROSL, H.; WILLE-PIAZZAI, W.; JOACHIM, A.; SATTMANN, H. (2011): Prevalence of *Fascioloides magna* in *Galba truncatula* in the Danube backwater area east of Vienna, Austria. Wien. Tierärztl. Mschr. – Vet. Med. Austria. 98, 261-267.

ING. BÜRO AEROSENSE (2015): Abschlussbericht über die Erfassung der Schalenwildbestände im Nationalpark Donauauen im Frühjahr 2015. Quirnheim, 35pp.

KAŠNÝ, M.; BERAN, L.; STIEGELOVÁ, V.; STIEGEL, T.; LEONTOVYČ, R.; BERÁNKOVÁ, K.; PANKRÁC, J.; KOŠTÁKOVÁ, M.; HORÁK, P. (2012): Geographical distribution of the giant liver fluke (*Fascioloides magna*) in the Czech Republic and potential risk of its further spread. Vet. Med.-Czech 57, 101-109.

KRÁLOVÁ-HROMADOVÁ, I.; BAZSALOVICSOVÁ, E.; ŠTEFKA, J.; ŠPAKULOVÁ, M.; VÁVROVÁ, S.; SZEMES, T.; TKACH, V.; TRUDGETT, A.; PYBUS, M. (2011): Multiple origins of European populations of the giant liver fluke *Fascioloides magna* (Trematoda: Fasciolidae), a liver parasite of ruminants. International Journal for Parasitology 41, 373-383.

KRÁLOVÁ-HROMADOVÁ, I.; JUHÁSOVÁ, L.; BAZSALOVICSOVÁ, E. (2016): The Giant Liver Fluke, *Fascioloides magna*: Past, Present and Future Research. SpringerBriefs in Animal Sciences. 106pp.

LEONTOVYČ, R.; KOŠTÁKOVÁ, M.; STIEGELOVÁ, V.; MELOUNOVÁ, K.; PANKRÁC, J.; VRBOVÁ, K.; HORÁK, P.; KAŠNÝ, M. (2014): Highland cattle and *Radix labiata*, the host of *Fascioloides magna*. BMC Vet. Res. 10:41, 7pp.

MAJOROS, G.; SZTOJKOV, V. (1994): Appearance of the large American liver fluke *Fascioloides magna* (Bassi, 1875) (Trematoda: Fasciolata) in Hungary. Parasit. Hung. 27, 27-38.

MALCICKA, M. (2015): Life history and biology of Fascioloides magna (Trematoda) and its native and exotic hosts. Ecology and Evolution 5 (7), 1381-1397.

MARINCULIĆ, A.; DŽAKULA, N.; JANICKI, Z.; LUĆINGER, S.; ŽIVIĆNIAK, T. (2002): Appearance of American liver fluke (*Fascioloides magna* Bassi, 1875) in Croatia – a case report. Vet. Archiv 72, 319-325.

MARINKOVIĆ, D.; NEŠIĆ, V. (2008): Changes on the liver of fallow deer (*Dama dama*) caused by American giant liver fluke (*Fascioloides magna*) infection. XX Veterinary Meeting of Serbia. Serbian Veterinary Society, Belgrade Zlatibor. 298-309.

MULVEY, M.; AHO, J.M.; LYDEARD, C.; LEBERG, P.L.; SMITH, M.H. (1991): Comparative population genetic structure of a parasite (*Fascioloides magna*) and its definitive host. Evolution 45, 1628-1640.

NOVOBILSKÝ, A.; KAŠNÝ, M.; PANKRÁC, J.; RONDELAUD, D.; ENGSTRÖM, A.; HÖGLUND, J. (2012): *Lymnaea fuscus* (Pfeiffer, 1821) as a potential intermediate host of *Fascioloides magna* in Europe. Exp. Parasitol. 132, 282-286.

OLSEN, O.W. (1949): Whitetailed deer as a reservoir host of the large American liver fluke. Vet, Med. 44, 26-30.

PFEIFFER, H. (1983): *Fascioloides magna* – erster Fund in Österreich. Wien. Tierärztl. Mschr. 70, 168-170.

PLÖTZ, C.A. (2015): Erhebungen zum Nachweis des Großen Amerikanischen Riesenleberegels *Fascioloides magna* bei Gehegewild in der nordöstlichen Oberpfalz sowie zum Befall mit weiteren Endoparasiten. Dissertation. Tierärztl. Fakultät der Ludwig-Maximilian-Universität, München. 97pp.

PROSL, H. (2003): Kriterien für ein grenzüberschreitendes Monitoring. In Proc. Symposium zum Interreg-Projekt Abschlussveranstaltung Amri-Egel-Austria: Erforschung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*). Veterinärmedizinische Universität Wien, 02.12.2003, 15-17.

PYBUS, M.J. (2001): Liver Flukes. In: Samuel, W.M.; Pybus M.J.; Kocan, A.A. (ed.) Parasitic Diseases of Wild Mammals. Iowa State University Press. Ames, 121-149.

RAJSKÝ, D.; PATUS, A.; BUKOVJAN, K. (1994): Prvý, nález *Fascioloides magna* Bassi, 1875 na Slovensku. Slovak Veterinarsky Časopis 19, 29-30.

RECKENDORFER, W.; GROISS, M. (2006): Der Amerikanische Riesenleberegel in den Donau-Auen östlich von Wien. Eine GIS-basierte Risikoanalyse. Schönkirchen, 39pp.

REICZIGEL, J.; RÓZSA, L. (2005): Quantitative Parasitology 3.0. Budapest. Distributed by the authors. 5pp.

RÓZSA, L.; REICZIGEL, J.; MAJOROS, G. (2000): Quantifying parasites in samples of hosts. Journal of Parasitology 86, 228-232.

SALOMON, S. (1932): *Fascioloides magna* bei deutschem Rotwild. Berl. Tier. Woch. 48, 627-628.

SATTMANN, H.; HÖRWEG, C. (2006): Untersuchung zur Messung der Befallsrate der Leberegelschnecke *Galba truncatula* mit dem Amerikanischen Riesenleberegel *Fascioloides magna* im Nationalpark Donau-Auen. Naturhistorisches Museum Wien. 3. Zoologische Abteilung. 41pp.

SATTMANN, H.; HÖRWEG, C.; WINKELMAYER, R. (2013): Amerikanischer Riesenleberegel: Neue Untersuchungsergebnisse. Weidwerk 11, 18-20.

SATTMANN, H.; HÖRWEG, C.; GAUB, L.; FEIX, A.S.; HAIDER, M.; WALOCHNIK, J.; RABITSCH, W.; PROSL, H. (2014): Wherefrom and whereabouts of an alien: the American liver fluke *Fascioloides magna* in Austria: an overview. Wien. klin. Wochenschr. 126, 23-31.

SATTMANN, H.; HÖRWEG, C. (2016): Endbericht zum Projekt “Kartierung von Wasserschnecken sowie Durchführung parasitologischer Untersuchungen in Hinblick auf den Befall mit Saugwürmern (digenen Trematoden), mit besonderem Augenmerk auf das Risiko der Verbreitung des Amerikanischen Riesenleberegels (Fascioloides magna) und Duncker´schen Muskelegels (Alaria alata) in den Leitha-Auen und im Leithagebirge in Niederösterreich”. Naturhistorisches Museum Wien. 3. Zoologische Abteilung. 15pp.

SCHWARTZ, W.L.; LAWHORN; D.B.; MONTGOMERY, E. (1993): *Fascioloides magna* in a feral pig. Swine Health and Production. 1, 3pp.

ŚLUSARSKI, W. (1955): Studia nad europejskimi przedstawicielami przywry *Fasciola magna* (Bassi 1875) Stiles, 1894. Acta. Parasitol. Pol. 3, 1-59.

ŠPAKULOVÁ, M.; RAJSKÝ, D.; SOKOL, J.; VODNANSKÝ, M. (2003): Cicavica obrovská (*Fascioloides magna*), Významný pečeňový parazit prežúvavcov. Giant Liver Fluke, an important liver parasite of ruminants. PaPress, Bratislava, 61pp.

STILES, C.W. (1894): The anatomy of the large American fluke (*Fasciola magna*) and a comparison with other species of the genus Fasciola. J. Comp. Med. Vet. Arch. 15, 161-462.

SWALES, W.E. (1935): The life cycle of *Fascioloides magna* (Bassi, 1875), the large liver fluke of ruminants, in Canada. Can. J. Res. 14, 83-95.

ULLRICH, K. (1930): Über das Vorkommen von seltenen oder weniger bekannten Parasiten der Säugetiere und Vögel in Böhmen und Mähren. Prager Archiv für Tiermedizin und vergleichende Pathologie 10, 19-43.

URSPRUNG, J. (2001): Vorkommen, Verbreitung, Epidemiologie und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels *Fascioloides magna* (Bassi 1875) in Österreich – ein Zwischenbericht. Symposium des Niederösterreichischen Landesjagdverbandes: Erforschung und Bekämpfung des neu in Österreich auftretenden Amerikanischen Riesenleberegels *(Fascioloides magna*). Raiffeisenhaus Wien, 27.11.2001, 9-13.

URSPRUNG, J. (2006): Vorkommen und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels, *Fascioloides magna*, in einer Schalenwildpopulation in den österreichischen Donauauen. Dissertation. Veterinärmedizinische Universität, Wien. 74pp.

URSPRUNG, J.; JOACHIM, A.; PROSL, H. (2006): Vorkommen und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels, *Fascioloides magna*, in einer Schalenwildpopulation in den Donauauen östlich von Wien. Berl. Münch. Tierärztl. Wochenschr. 119, 316-323.

URSPRUNG, J. (2007): Projekt Riesenleberegel. Endbericht 2006. Höflein. 3pp.

URSPRUNG, J. (2008): Projekt Riesenleberegel. Endbericht 2007. Höflein. 6pp.

URSPRUNG, J. (2009): Projekt Riesenleberegel. Endbericht 2008. Höflein. 12pp.

URSPRUNG, J. (2010): Projekt Riesenleberegel. Endbericht 2009. Höflein. 11pp.

URSPRUNG, J. (2011): Projekt Riesenleberegel. Endbericht 2010. Höflein. 12pp.

URSPRUNG, J.; PROSL, H. (2011): Vorkommen und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*) in den österreichischen Donauauen östlich von Wien 2000-2010. Wien. Tierärztl. Mschr. – Vet. Med. Austria 98, 275-284.

URSPRUNG, J. (2012): Projekt Riesenleberegel. Endbericht 2011. Höflein. 14pp.

URSPRUNG, J. (2013): Projekt Riesenleberegel. Endbericht 2012. Höflein. 15pp.

URSPRUNG, J. (2014): Projekt Riesenleberegel. Endbericht 2013. Höflein. 13pp.

URSPRUNG, J. (2015): Projekt Riesenleberegel. Endbericht 2014. Höflein. 18pp.

URSPRUNG, J. (2016) a: Projekt Riesenleberegel. Endbericht 2015. Höflein. 16pp.

URSPRUNG, J. (2016) b: Vorkommen, Verbreitung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels *Fascioloides magna* in den Donau-Auen östlich von Wien 2000-2015. Parasitologische Fachgespräche, Veterinärmedizinische Universität Wien, 11.07.2016.

VODNANSKY, M.; RASKÝ, D. (2001): Erfahrungen bei der Erforschung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*) in den Nachbarländern Österreichs. Symposium Niederösterreichischer Landesjagdverband: Erforschung und Bekämpfung des neu in Österreich auftretenden Amerikanischen Riesenleberegels *(Fascioloides magna*). Raiffeisenhaus Wien, 27.11.2001, 14-17.

VODNANSKY, M.; RASKÝ, D. (2002): Auftreten des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*) im Donauraum: Vorschlag für ein grenzenüberschreitendes Monitoring. In Proc. Symposium zum Interreg-Projekt Amri-Egel-Austria: Erforschung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*). Veterinärmedizinsche Universität Wien, 21.11.2002, 2-4.

VODNANSKY, M.; RASKÝ, D. (2006): Amerikanischer Riesenleberegel (*Fascioloides magna*) in Tschechien und in der Slowakei. In Proc. Abschluss-Symposium zum Interreg-Projekt Amri-Egel-Austria: Erforschung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*). Veterinärmedizinische Universität Wien, 17.02.2006, 5-7.

WARD, H.B. (1917): On the Structure and Classification of North American Parasitic Worms. The Journal of Parasitology 4, 1-12.

WINKELMAYER, R.; PROSL, H. (2001): Riesenleberegel – jetzt auch bei uns? Österr. Weidwerk 3, 42-44.

WINKELMAYER, R. (2002): Mögliche Konsequenzen aus veterinärmedizinischer Sicht. In Proc. Symposium zum Interreg-Projekt Amri-Egel-Austria: Erforschung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*). Veterinärmedizinische Universität Wien, 21.11.2002, 13-14.

Internetquellen

JAGDBEZIRK BRUCK AN DER LEITHA: www.jagdbezirk-bruckleitha.at
Letzter Zugriff: 15.05.2016

JAGDBEZIRK GÄNSERNDORF: www.jagdbezirk-gaenserndorf.at
Letzter Zugriff: 14.04.2016

NATIONALPARK DONAU-AUEN: www.donauauen.at.
Letzter Zugriff 13.04.2016

NIEDERÖSTERREICHISCHER ATLAS 4.0: atlas.noe.gv.at
Letzter Zugriff 27.09.2016

NIEDERÖSTERREICHISCHER LANDESJAGDVERBAND: www.noeljv.at
Letzter Zugriff 14.06.2016

OPENSTREETMAP: www.openstreetmap.org
Letzter Zugriff: 17.04.2016

WIENER LANDESJAGDVERBAND: www.jagd-wien.at.
Letzter Zugriff 13.04.2016

6. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Darstellung der Systematik von *Fascioloides magna* (Bassi 1875, Ward 1917, Králová-Hromadová et al. 2016). 9

Tabelle 2: Auslegetermine des medikierten Futters und die dazugehörenden Reviere in den Jahren 2001 bis 2016 (Ursprung et al. 2006, Ursprung und Prosl 2011, Brief an das BMG 2016). 23

Tabelle 3: Daten der Leberbefunde von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 im gesamten Untersuchungsgebiet. 28

Tabelle 4: Daten der Befallsintensität bei Rotwild von 2000 bis 2015 im gesamten Untersuchungsgebiet und nach nördlich und südlich der Donau getrennt. 31

Tabelle 5: Daten der Leberbefunde von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 nach Gebieten nördlich (grau) und südlich (schwarz) der Donau getrennt. 33

Tabelle 6: Daten der Rehleberbefunde in Hinblick auf die Prävalenz in Prozent und die Mittelwerte der Befallsintensität im gesamten Untersuchungsgebiet über die Jahre 2000 bis 2015. 35

Tabelle 7: Prävalenzen der Leberbefunde von Rotwild aus Fischamend über die Jahre 2000 bis 2015. 36

Tabelle 8: Befallsintensitäten der Leberbefunde von Rotwild aus Fischamend über die Jahre 2000 bis 2015. 38

Tabelle 9: Vergleich der Befallsrate (untersuchte und positive Lebern) zwischen den Revieren MA 49 Untere Lobau und den ÖBF Eckartsau in den Jahren 2014 und 2015. 43

Tabelle 10: Vergleich der Prävalenz und Befallsintensität von Rotwild aus Dunjaska Streda in der Slowakei über die Jahre 1988 bis 2005 (Vodnansky und Rajský 2006). 49

Tabelle 11: Vergleich der Prävalenz und Befallsintensität von Rotwild im Gebiet Szigetköz in Ungarn über die Jahre 1989 bis 2005 (Egri et al. 2006). 51

7. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Adultstadium des Amerikanischen Riesenleberegels, *Fascioloides magna*. (Foto: M. Kašný aus Malcicka 2015) 10

Abbildung 2: Lebenszyklus von *Fascioloides magna* (Quelle: Pybus 2001). 11

Abbildung 3: Ei und larvale Stadien des Amerikanischen Riesenleberegels: a – Ei mit geöffnetem Operculum und noch nicht geschlüpfter Mirazidie, b – Redie mit Zerkarien und c – Entwicklung einer enzystierenden Zerkarie zu einer Metazerkarie; Maßstab= 50µ. (Foto: Naturhistorisches Museum Wien aus Sattmann et al. 2014) 13

Abbildung 4: Rothirsche (*Cervus elaphus*) gehören in Österreich zu den häufigsten Endwirten von *Fascioloides magna*. (Fotos: K. Kracher aus Sattmann et al. 2014 und Sattmann et al. 2013) 16

Abbildung 5: Die kleine Sumpfschnecke (*Galba truncatula*) gehört zu den häufigsten Zwischenwirten des Amerikanischen Riesenleberegels in ganz Europa. (Foto links: Naturhistorisches Museum Wien aus Sattmann et al. 2014, Foto rechts: A. Mrkvicka) 16

Abbildung 6: Das Untersuchungsgebiet mit dem Nationalpark Donau-Auen und die daran angrenzenden Jagdreviere. (Quelle: Nationalpark Donau-Auen 2011) 19

Abbildung 7: Lebern mit adulten Egel des Trematoden *Fascioloides magna*. (Fotos: J. Ursprung) 21

Abbildung 8: Position der 21 Fütterungsstandorte mit Triclabendazol von 2016. Maßstab 1:145131. (Quelle: NÖ Atlas 4.0, atlas.noe.gv.at) 26

Abbildung 9: Zwei der Fütterungsstandorte mit medikiertem Futter in Fischamend. (Fotos: Autorin) 26

Abbildung 10: Prävalenzen in Prozent der Leberbefunde von Rotwild im gesamten Untersuchungsgebiet von 2000 bis 2015. 29

Abbildung 11: Vergleich der Abschusserfüllung in Prozent, der Prävalenz in Prozent, dem Mittelwert der Befallsintensität und den Abschusszahlen (durchgeführter Abschuss mit Fallwild) von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 im gesamten Untersuchungsgebiet. 30

Abbildung 12: Vergleich der Mittelwerte der Befallsintensität in den Gebieten nördlich und südlich der Donau. 32

Abbildung 13: Vergleich der Prävalenz in Prozent, der Abschusserfüllung in Prozent, dem Mittelwert der Befallsintensität und den Abschusszahlen (durchgeführter Abschuss und Fallwild) von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 im gesamten Untersuchungsgebiet getrennt nach nördlich und südlich der Donau. 34

Abbildung 14: Vergleich der Abschusserfüllung in Prozent, der Prävalenz in Prozent, dem Mittelwert der Befallsintensität und den Abschusszahlen (durchgeführter Abschuss und Fallwild) von Rehwild über die Jahre 2000 bis 2015 im gesamten Untersuchungsgebiet. 36

Abbildung 15: Prävalenzen der Leberbefunde in Prozent von Rotwild aus Fischamend über die Jahre 2000 bis 2015. 38

Abbildung 16: Vergleich der Prävalenz der Lebern in Prozent, der Abschusserfüllung in Prozent, dem Mittelwert der Befallsintensität der Lebern und den Abschusszahlen (Abschuss und Fallwild) von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 im Endemiegebiet Fischamend. 40

Abbildung 17: Durchschnittliche Anzahl der Eier pro Gramm Kot (EPG) über die Jahre 2000 bis 2015 im Vergleich mit dem Anteil positiver Kotproben in Prozent von Rotwild im Endemiegebiet Fischamend. 41

Abbildung 18: Durchschnittliche Anzahl der Eier pro Gramm Kot von Rotwild über die Jahre 2000 bis 2015 im monatlichen Vergleich im Endemiegebiet Fischamend. 41

Abbildung 19: Darstellung des im Nationalpark Donau-Auen vorgenommenen Abschusses, des Abschussplans und der Zählergebnisse von Rotwild im Vergleich mit der Gewichtsentwicklung von Alttieren, Schmaltieren und Kälbern über die Jahre 2000 bis 2015 (Daten von ÖBf Eckartsau, Grafik verändert von Autorin). 42

Abbildung 20: Darstellung des im Nationalpark Donau-Auen vorgenommenen Abschusses, des Abschussplans und der Zählergebnisse von Rotwild im Vergleich mit der Gewichtsentwicklung von Hirschen der Klasse I, II und III über die Jahre 2012 bis 2015 (Daten von ÖBf Eckartsau, Grafik verändert von Autorin). 43

Abbildung 21: Vergleich der Prävalenzen aller Altersklassen von Rotwild und nach Altersklassen getrennt (Kälber, Rotwild über ein Jahr und Rotwild über zwei Jahre) der Reviere Untere Lobau und Eckartsau in den Jahren 2014 und 2015. 44

Abbildung 22: Das Untersuchungsgebiet und die Verbreitung des Amerikanischen Riesenleberegels in den Donau-Auen (Oben: Stand: 31.12.2001; Unten: Stand: 31.12.2015); Karte aus dem Nationalpark Donau-Auen verändert nach MMag. Dr. Usprung und mit Daten von MMag. Dr. Ursprung überlagert. Art des Nachweises: [1] Eier im Kot, [2] Egel in Rothirschleber, [3] Fallwild Rothirsch, [4] Egel in Rehleber, [5] Fallwild Reh, [6] Egel in Damhirschleber, [7] Egel in Mufflonleber, [8] Egel Wildschweinleber; die Größe der roten Kreise soll die Bedeutung (wiederholte Nachweise über Jahre und mehrere Arten von Nachweisen) des jeweiligen Gebietes darstellen. (© J. Ursprung) 45

8. Anhang

Anhang 1: Auflistung der für diese Arbeit herangezogenen Jagbezirke, Hegeringe und Jagdreviere. Reviere, in denen positive Funde von infizierten Tieren gefunden worden sind, sind grün markiert.

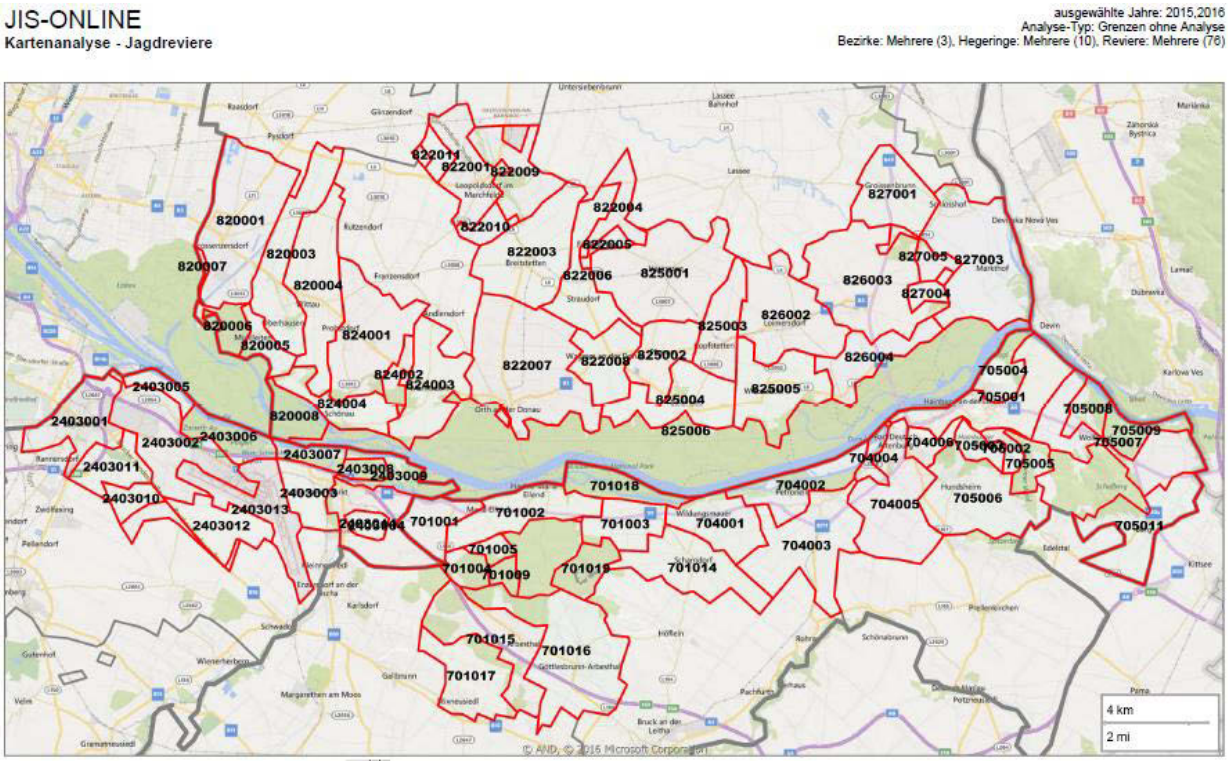
Jagdbezirk	Hegering	Reviername	Reviernummer
Bruck an der Leitha	Maria Ellend	GJ Maria Ellend	0701001
		GJ Haslau an der Donau	0701002
		GJ Regelsbrunn	0701003
		EJ Collegia II	0701004
		EJ Pecina-Fritz-Ma. Ellend	0701005
		GJ Scharndorf	0701014
		GJ Arbesthal	0701015
		GJ Göttlesbrunn	0701016
		GJ Stixneusiedl	0701017
		EJ Forschungsgem.-Auenzentrum	0701018
	Petronell	GJ Wildungsmauer	0704001
		EJ Traun-Petronell	0704002
		GJ Petronell	0704003
		EJ Mühlau	0704004
		GJ Bad Deutsch Altenburg	0704005
		EJ Pfaffenberg-Hollitzer	0704006
		EJ Spitzenberg-Stingl	0704007
	Hainburg Donau	GJ Hainburg/Donau	0705001
		EJ Gemeinde Hainburg/D.1	0705002
		EJ Herrenwald	0705003
		EJ Gemeinde Hainburg/D.2	0705004
		EJ Dr. Klier	0705005
		GJ Hundsheim	0705006

		GJ Wolfsthal	0705007
		EJ Konradsheim Au	0705008
		EJ Nussau-Griechenau	0705009
		GJ Berg	0705011
Gänserndorf	Groß Enzersdorf	GJ Groß Enzersdorf	0820001
		EJ Eigenthumsgem. Thavonhof-Sachsengang	0820002
		GJ Oberhausen	0820003
		GJ Wittau	0820004
		GJ Mühlleiten	0820005
		EJ Stadtgem. Groß Enzersdorf	0820006
		EJ Stadtgem. Wien Obere Lobau	0820007
		EJ Stadtgem. Wien Untere Lobau	0820008
	Orth/Donau-Breitstetten	GJ Leopoldsdorf	0822001
		EJ Prosoroff´sche Gutsverwaltung KEG	0822002
		GJ Breitstetten	0822003
		EJ BVW Fuchsenbigl	0822004
		GJ Fuchsenbigl	0822005
		GJ Straudorf	0822006
		GJ Orth/Donau	0822007
		GJ Wagram/Donau	0822008
		EJ Prosoroff´sche Gutsverwaltung KEG I	0822009
		EJ Prosoroff´sche Gutsverwaltung KEG II	0822010

		EJ Prosoroff´sche Gutsverwaltung KEG III	0822011
	Probstdorf	GJ Probstdorf	0824001
		EJ Matzneusiedl	0824002
		GJ Mannsdorf	0824003
		GJ Schönau	0824004
	Eckartsau	GJ Haringsee	0825001
		GJ Pframa	0825002
		GJ Kopfstetten	0825003
		GJ Eckartsau	0825004
		GJ Witzelsdorf	0825005
		EJ NP FW Eckartsau ÖBf AG	0825006
	Engelhartsstetten	GJ Loimersdorf	0826002
		GJ Engelhartsstetten	0826003
		GJ Stopfenreuth	0826004
	Markthof	GJ Groissenbrunn	0827001
		GJ Markthof	0827003
		EJ Niederweiden I	0827004
		EJ Niederweiden II	0827005
Wien-Umgebung	Donau	GJ Schwechat	2403001
		GJ Mannswörth	2403002
		GJ Fischamend-Dorf	2403003
		GJ Fischamend-Markt	2403004
		EJ Agrargem.-Mannswörth	2403005
		EJ MA 49 Gem. Wien	2403006
		EJ Agrargen.Au-Dorf-Fischamend	2403007
		EJ Agrargen.Markt-	2403008

		Fischamend	
		EJ Stadtgem. Fischamend	2403009
		EJ Antonshof	2403010
		EJ Aichhof	2403011
		EJ Buschmann-Katharinenhof	2403012
		EJ Flughafen-Wien	2403013
		EJ Pecina	2403014

Anhang 2: Karte von JIS-Online (Jagd-Informationssystem) der Reviere, die für diese Arbeit verwendet worden sind. Siehe Anhang 1 für die Nummern und Namen der Reviere. (Stand: 21.09.16; © Niederösterreichischer Landesjagdverband)



Anhang 3: Original Datenblatt für Leber- und Enddarmproben. (© J. Ursprung, NÖLJV)

Untersuchungsprojekt
Großer Amerikanischer Leberegel
Leber- und Enddarmproben

DATENBLATT

Pro Leber und Enddarm ein Blatt ausfüllen und von den Proben getrennt mitliefern.
Vor dem Ausfüllen Erläuterungen auf der Rückseite lesen!
EINE ABNORME LEBER JEDENFALLS ZUR UNTERSUCHUNG BRINGEN!

Probenummer:	**Tierdaten**
Angaben zum Ort (Erlegung/Auffindung):	Tierart:
Land/Bezirk:	Geschlecht:
Katastralgemeinde:	Alter geschätzt:
Revier:	Gewicht aufgebrochen:
Revierteil:	☐ Erlegung ☐ KFZ-Fallwild
Datum (Erlegung/Auffindung):	☐ sonstiges Fallwild
Erleger/Ausfüller:	Angaben zu: Ernährungszustand, Gesundheitszustand, Haarkleid, Auffälligkeiten beim Aufbrechen usw.
Name:	
Adresse:	
E-Mail:	
Telefon (tagsüber:)	
Datum:	Unterschrift:

Die Proben-Anlieferung ist von der örtlichen Jägerschaft durchzuführen.

Übernahme- und Untersuchungsstelle
MMag. Josef Ursprung, Dorfstr. 35, 2465 Höflein bei Bruck/Leitha,
Telefon + Fax: 02162/ 63 950, Mobil: 0699/ 12670001, E-Mail: johannap@utanet.at.
Probenabgabe: Mo., Mi., Fr. 17 -19 Uhr oder nach tel. Vereinbarung (Handy).

Information:
NÖ Landesjagdverband, Ing. Alois Gansterer, Wickenburggasse 3, 1080 Wien,
Telefon: 01/405 16 36/23, E-Mail: a.gansterer@noeljv.at