

Aus dem Veterinärwissenschaftlichen Department
der Tierärztlichen Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität München

Arbeit angefertigt unter der Leitung von PD Dr. Cornelia Silaghi

***Demacentor reticulatus* und *Babesia canis*:**
eine Feldstudie zum Vorkommen in Bayern
mit anschließender digitaler Geländeanalyse

Inaugural-Dissertation zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde
der Tierärztlichen Fakultät
der Ludwig-Maximilians-Universität München

von Lisa Maria Weis
aus Freising

München 2014

Gedruckt mit der Genehmigung der Tierärztlichen Fakultät
der Ludwig-Maximilians-Universität München

Dekan: Univ.-Prof. Dr. Joachim Braun

Berichterstatter: Priv.-Doz. Dr. Cornelia Silaghi

Korreferent: Univ.-Prof. Dr. Reinhard K. Straubinger

Tag der Promotion: 12. Juli 2014

Meiner Familie,
insbesondere meinen Eltern

INHALTSVERZEICHNIS

I.	EINLEITUNG.....	9
II.	LITERATURÜBERSICHT.....	11
1.	<i>Dermacentor reticulatus</i> und <i>Ixodes ricinus</i>.....	11
1.1.	Taxonomie.....	11
1.2.	Morphologie.....	12
1.3.	Aktivität.....	15
1.4.	Lebenszyklus.....	16
1.5.	Wirte.....	18
1.6.	Wirtsfindung.....	19
1.7.	Vektorfunktion.....	19
1.8.	Habitate.....	21
1.9.	Vorkommen und Verbreitung von <i>D. reticulatus</i>	24
1.10.	Vorkommen und Verbreitung von <i>D. reticulatus</i> in Deutschland.....	25
2.	Erreger der caninen Babesiose.....	29
2.1.	Taxonomie und Morphologie.....	29
2.2.	Entwicklungszyklus.....	31
2.3.	Vektoren und Wirte.....	31
2.4.	Epidemiologie der Erreger der caninen Babesiose und ihrer Überträgerzecken.....	32
2.5.	Verbreitung von <i>B. canis</i> in Deutschland und Europa.....	32
2.6.	<i>B. canis</i> als Erkrankung reisegleitender oder importierter Hunde.....	33
2.7.	Klinik der caninen Babesiose.....	34
2.8.	Diagnose der caninen Babesiose.....	35
3.	Risikokarten und geographische Informationssysteme (GIS).....	35
3.1.	Ökologische Nische und ökologische Modellierung mittels GIS, im speziellen Hinblick auf die Verbreitung von Zecken.....	35
3.2.	Anwendungsbeispiele von GIS Programmen in der Parasitologie.....	36
III.	MATERIAL UND METHODEN.....	38
1.	Planung der Feldstudie.....	38
1.1.	Habitatsliste.....	38
1.2.	Liste zu beprobender Gebiete.....	42

1.3.	Standortauswahl.....	43
2.	Durchführung der Feldstudie.....	43
2.1.	Beprobungsschema.....	43
2.2.	Sammelmethode.....	44
2.3.	Planung der Sammelrouten.....	44
2.4.	Dokumentation der Sammlung.....	45
3.	Beprobte Standorte.....	45
3.1.	Großraum München (Gebiet G1).....	50
3.2.	Isarauen (Gebiete G2, G3, G4, G5).....	52
3.3.	Regensburg (Gebiete G6 und G7).....	56
3.4.	Ingolstadt (Gebiet G8).....	58
3.5.	Großraum Augsburg (Gebiete G9, G10, G11, G12).....	59
3.6.	Lechauen bei Augsburg (Gebiet G13).....	63
3.7.	Würzburg (Gebiet G14).....	63
3.8.	Mühlhausen (Gebiet G15).....	65
3.9.	Nürnberg (Gebiet G16).....	66
3.10.	Michelau (Gebiet G17).....	67
4.	Zeckenbestimmung.....	68
5.	Digitale Geländeanalyse.....	68
5.1.	Temperatur und Niederschlag.....	68
5.2.	Auswertung weiterer digitaler Variablen.....	71
6.	Erstellung einer digitalen Risikokarte.....	75
7.	Molekularbiologische Untersuchung auf <i>Babesia</i> spp.	80
7.1.	DNA-Extraktion aus Zecken.....	80
7.2.	Nukleinsäuremessung mit NanoDrop® ND-1000.....	81
7.3.	Untersuchung auf <i>Babesia</i> spp. mittels Polymerase Kettenreaktion.....	81
7.4.	Agarose-Gelelektrophorese.....	82
7.5.	Aufreinigung und Sequenzierung im Fremdlabor.....	82
IV.	ERGEBNISSE.....	84
1.	Ergebnisse der Felduntersuchung und eingesandte <i>D. reticulatus</i>.....	84
1.1.	Gesamtanzahl gesammelter und eingesandter Zecken.....	84
1.2.	Anzahl und Verteilung gesammelter <i>D. reticulatus</i>	84

1.3.	Anzahl und Verteilung gesammelter <i>I. ricinus</i>	87
2.	Charakteristik von <i>D. reticulatus</i> Fundorten	90
2.1.	Habitatstyp.....	90
2.2.	Vegetationskomplexe.....	90
2.3.	Bodenfeuchte und Wasserdynamik.....	91
2.4.	Kleinräumliche Charakterisierung der Fundorte.....	92
2.5.	Wildtiervorkommen.....	93
2.6.	Urbanisierung.....	93
3.	Klimadaten	94
3.1.	Gemessene Tageswerte.....	94
3.2.	Durchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag in Bayern.....	95
3.3.	Jährliche Durchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag in den Sammelgebieten.....	95
3.4.	Monatliche Durchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag in den Sammelgebieten.....	97
3.5.	Monatliche Durchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag an <i>D.</i> <i>reticulatus</i> Fundorten.....	98
3.6.	Vergleich der Klimadaten historisch erwähnter Endemiegebiete und des Gebietes der Isarauen.....	99
4.	Digitale Geländeanalyse	101
5.	Risikokarte	106
5.1.	Erste Landschaftsfragment-Karte zur Darstellung von bayerischen Laub- und Mischwäldern in Gewässernähe.....	106
5.2.	Verfeinerte Landschaftsfragment-Karten.....	107
5.3.	Einbringen der Variablen der potentiellen natürlichen Vegetation und der Rotwildvorkommen.....	109
5.4.	Fertigstellen der Risikokarte.....	110
6.	Molekularbiologischer Nachweis von <i>B. canis</i>	112
V.	DISKUSSION	115
VI.	ZUSAMMENFASSUNG	136
VII.	SUMMARY	138
VIII.	LITERATURVERZEICHNIS	140

IX.	ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	158
X.	TABELLENVERZEICHNIS	163
XI.	ANHANG.....	165
XII.	DANKSAGUNG	172

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

µl	Mikroliter	<i>I.</i>	<i>Ixodes</i>
°C	Grad Celsius	<i>I.r.</i>	<i>Ixodes ricinus</i>
Abb.	Abbildung	kDa	kiloDalton
AE Puffer	Elutionspuffer 10mM Tris HCl pH 8,5	km	Kilometer
AL Puffer	Guanidiniumhydrochlorid Lysis- Puffer	km ²	Quadratkilometer
Aqua dest.	Destilliertes Wasser	l	Liter
ATL	Tissue-Lysis Buffer	LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
Aufl.	Auflage	m	Meter
AW1/AW2	Waschpuffer	m ²	Quadratmeter
<i>B.</i>	<i>Babesia</i>	mA	Milliampere
BfN	Bundesamt für Naturschutz	min	Minute
BLAST	Basic local alignment search tool	ml	Milliliter
Bp	Basenpaar	mmol	Millimol/millimolar
BVV	Bayerische Vermessungs- verwaltung	NCBI	National Center for Biotechnology
bzgl.	bezüglich	Nr.	Nummer
bzw.	Beziehungsweise	ng	Nanogramm
ca.	Circa	NS/N	Niederschlag
CLC	CORINE land cover	N _{max}	Niederschlag, Maximalwert
CO ₂	Kohlenstoffdioxid	N _{min}	Niederschlag, Minimalwert
d	Tag (engl. day)	OD	optische Dichte
<i>D.</i>	<i>Dermacentor</i>	PB	Phosphate Buffer
<i>D. r.</i>	<i>Dermacentor reticulatus</i>	PBS	Phosphatgepufferte Salzlösung
DIC	(engl. Disseminated Intravascular Coagulation), Disseminierte intravasale Koagulopathie	PCR	Polymerase chain reaction
DNA	(engl. deoxyribonucleic acid), Desoxyribonukleinsäure	r. LF	Relative Luftfeuchtigkeit
dNTP	Desoxyribonukleosidtriphosphate	rRNA	ribosomale Ribonukleinsäure
DWD	Deutscher Wetterdienst	Sek.	Sekunde
EB	Elutionspuffer	Sp.	Species (= Art)
EEA	European Environment Agency	Spp.	Species (= Art), Mehrzahl
engl.	englisch	Syn	Synonym
g	Gramm	<i>R.</i>	<i>Rhipicephalus</i>
GIS	Geographisches Informations- system	T	Temperatur
h	Stunde	<i>T.</i>	<i>Theileria</i>
ha	Hektar	T _{max}	Maximaltemperatur
HCl	Wasserstoffchlorid	T _{min}	Minimaltemperatur
HN ₃	Stickstoffwassersäure	Tab.	Tabelle
Hrsg.	Herausgeber	TAE Puffer	Tris-Acetat-EDTA Puffer
		Taq	<i>Thermus aquaticus</i> (thermophiles Bak- terium)
		U	Unit
		u.a.	Unter anderem
		V	Volt
		VDH	Verband deutscher Hundezüchter
		w	Woche

I. EINLEITUNG

In Deutschland gelten zwei Schildzeckenarten der Gattung *Dermacentor* als endemisch, *Dermacentor reticulatus* (Fabricius, 1794) und *Dermacentor marginatus* (Sulzer, 1776). Während *D. reticulatus* in Deutschland ursprünglich als absent galt (Enigk 1958), sind heute endemische Populationen der Art bekannt (Bauch und Danner 1988, Cornely und Schultz 1992, Gothe und Wegerdt 1991, Kahl et al. 1992, Liebisch und Rahman 1976, Zahler et al. 1996). Für Bayern waren lange keine Naturherde von *D. reticulatus* beschrieben. Mit dem Nachweis von wirtssuchenden *D. reticulatus* in den Stadtgebieten von Regensburg und München (Silaghi et al. 2011, Zahler et al. 2000a/b) stellt sich die Frage, ob die Art nun auch in Bayern endemisch ist.

Die ökologische Toleranz von *D. reticulatus* scheint größer zu sein, als ursprünglich vermutet. Erste Vorkommen wurden ausschließlich in Habitaten mit extremem Feuchtigkeitscharakter – im Sinne eines Moores oder Auwaldes – nachgewiesen (Enigk 1958). In neueren Publikationen wird jedoch auch von Vorkommen der Zecke in Gebieten mit Trockenheitscharakter berichtet (Bauch und Danner 1988, Cornely und Schultz 1992, Menn 2006). Es wird angenommen, dass *D. reticulatus* dadurch deutschlandweit eine Vielzahl geeigneter Habitate vorfinden kann und daher mit einer weiteren Ansiedlung zu rechnen ist (Heile et al. 2006). Um die Habitatspräferenz genauer zu definieren, müssen weitere Untersuchungen durchgeführt werden, die endemische Habitate der Zecke sorgfältig charakterisieren und miteinander vergleichen.

Für Spezies, deren ökologische Nische, wie im Falle von *D. reticulatus*, nicht eindeutig definiert ist, werden in den letzten Jahren zunehmend geographische Informationssysteme (GIS) eingesetzt, um weitere Rückschlüsse auf die ökologischen Präferenzen und Grenzen einer Art zu ziehen (Beugnet et al. 2009, Daniel et al. 2008, Niederberger 2008). Zudem werden mit Hilfe von GIS-Programmen digitale Risikokarten erstellt. Diese Risikokarten zeigen Gebiete, deren Umweltparameter ähnliche Korrelationen wie endemische Gebiete aufweisen, und die deshalb ökologisch günstige Rahmenbedingungen für eine Art aufweisen, so dass eine Ansiedlung in diesen Gebieten wahrscheinlich ist (Estrada-Peña et al. 2006, Niederberger 2008). Es ist fraglich, ob die Auswertung digitaler Geländevariablen auch neue Erkenntnisse zur ökologischen Nische von *D. reticulatus* liefern kann.

Die genaue Kenntnis der Ausbreitung von Zeckenarten ist wichtig, weil nur so ein loka-

les Übertragungsrisiko für human- und tierpathogene Erreger abgeschätzt werden kann (Petney et al. 2012). *D. reticulatus* überträgt in Deutschland als einzige Zeckenart *B. canis*, einen Erreger der caninen Babesiose (Zahler et al. 2000a). Die canine Babesiose war in Deutschland ursprünglich nur als Reisekrankheit bekannt, tritt in den letzten Jahren jedoch zunehmend autochthon auf (Barutzki et al. 2007). Die zunehmende Endemisierung von *D. reticulatus* wurde als Ursache vermutet (Glaser und Gothe 1998a). Um lokale Infektionsrisiken und das Risiko autochthoner caniner Babesiose abschätzen zu können, müssen Prävalenzuntersuchungen zum Nachweis von *Babesia canis* aus wirts-suchenden *D. reticulatus* durchgeführt werden. Der bisher einzige Nachweis dieser Art liegt in Deutschland für das Saarland vor (Beelitz et al. 2012).

Der Nachweis von endemischen *D. reticulatus* Populationen in Bayern soll zur Klärung der epidemiologischen Situation von *D. reticulatus* beitragen. Die molekularbiologische Untersuchung von *D. reticulatus* auf *B. canis* soll die Abschätzung lokaler Infektionsrisiken ermöglichen, um gezielte Präventions- und Kontrollmaßnahmen planen zu können. Durch die Charakteristik der vorgefundenen Habitate – mittels analoger und digitaler Daten – sollen zusätzliche Informationen zur ökologischen Nische der Art gewonnen werden. Es soll geklärt werden, ob es möglich ist, mit den verfügbaren digitalen Umweltvariablen – im Hinblick auf *D. reticulatus* – eine plausible Prognosekarte zu erstellen, die als Grundlage für weitere, gezielte Feldarbeit eingesetzt werden kann.

Die Ziele dieser Arbeit waren:

1. Eine Feldstudie zum Nachweis von *D. reticulatus* Habitaten in Bayern mit vergleichender Charakterisierung der Habitate durch
 - a. analog gewonnene Daten
 - b. digitale Klimadaten
2. Die Erstellung einer digitalen Risikokarte mittels GIS auf Grundlage der
 - a. digitalen Klimadaten
 - b. Ergebnisse einer weiterführenden digitalen Geländeanalyse endemischer *D. reticulatus* Habitate
3. Die molekularbiologische Untersuchung gefundener *D. reticulatus* auf *B. canis*.

II. LITERATURÜBERSICHT

1. *Dermacentor reticulatus* und *Ixodes ricinus*

1.1. Taxonomie

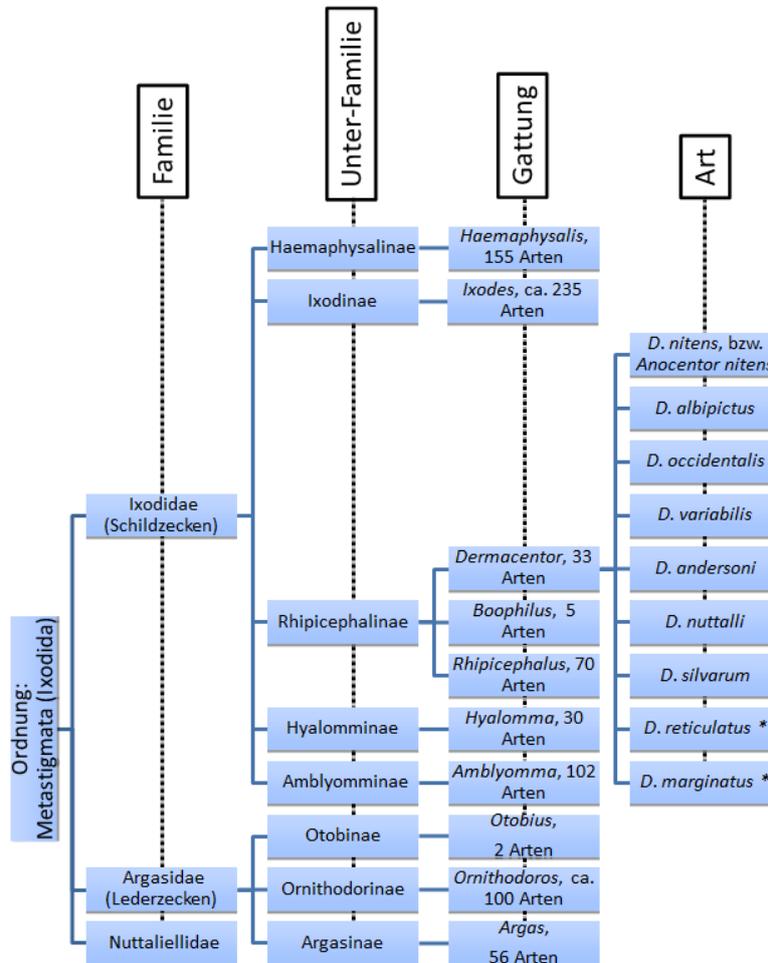


Abb. 1 Übersicht über die Ordnung Ixodida. Aufgelistete *Dermacentor* spp. sind als Überträger von Krankheiten von Bedeutung. * in Deutschland nachgewiesene *Dermacentor* spp. (modifiziert nach Deplazes et al. 2013).

Zecken gehören zum Stamm der Arthropoda (Gliederfüßer), dem Unterstamm der Amandibulata (Chelicerata) und der Klasse der Arachnida, in der sie zusammen mit den Milben die Unterklasse der Acari bilden. Sie werden der Ordnung der Ixodida (Metastigmata) zugerechnet, die in drei Familien mit ca. 880 Arten unterteilt wird: die Argasidae (Lederzecken), die Ixodidae (Schildzecken) und die Nuttalliellidae (Abb. 1). Die Familie der Nuttalliellidae ist in Europa von untergeordneter Bedeutung, da nur eine Art in Afrika beschrieben ist (Deplazes et al. 2013).

Dermacentor spp. und *Ixodes* spp. gehören zur Gattung der Schildzecken, *Dermacentor*

spp. gehören zur Unterfamilie der Rhipicephalinae, *Ixodes* spp. zur Unterfamilie der Ixodinae (Abb. 1). Die Gattung *Dermacentor* umfasste mit Stand 2004 33 Arten (Jongejan und Uilenberg 2004), für die Gattung *Ixodes* sind ca. 250 Arten beschrieben (Deplazes et al. 2013). In Deutschland waren mit Stand von 2003 19 Zeckenarten aus fünf Gattungen nachgewiesen (Horst und Liebisch 2003) (Tab. 1). Aktuell wurde zudem der Fund einer *I. frontalis* aus Süddeutschland beschrieben (Poljak 2012). Schildzecken der Gattungen *Hyalomma* spp., *Amblyomma* spp. und *Boophilus* spp., sowie Lederzecken der Gattungen *Ornithodoros* und *Otobius* gelten in Mitteleuropa bisher als nicht autochthon. Es wurde jedoch beobachtet, dass Larven und Nymphen von *Hyalomma* spp. von Zugvögeln und adulte *Hyalomma* spp. mit Schildkröten nach Mitteleuropa eingeschleppt werden, meist handelt es sich dabei um *H. marginatum* oder *H. aegypticum* (Deplazes et al. 2013).

Tab. 1 Übersicht über die in Deutschland vorkommenden Zeckenarten, modifiziert nach Horst und Liebisch 2003.

Familie	Gattung	Art	
Schildzecken (Ixodidae)	<i>Ixodes</i>	<i>Ixodes apronophorus</i>	<i>Ixodes pari</i>
		<i>Ixodes arboricola</i>	<i>Ixodes ricinus</i> (Gemeiner Holzbock)
		<i>Ixodes canisuga</i> (Fuchszecke)	<i>Ixodes simplex</i>
		<i>Ixodes festai</i>	<i>Ixodes trianguliceps</i>
		<i>Ixodes hexagonus</i> (Igelzecke)	<i>Ixodes uriae</i>
		<i>Ixodes lividus</i>	<i>Ixodes vespertilionis</i>
	<i>Dermacentor</i>	<i>Dermacentor marginatus</i> (Schafzecke)	<i>Dermacentor reticulatus</i> (Auwaldzecke)
<i>Rhipicephalus</i>	<i>Rhipicephalus sanguineus</i> (Braune Hundezecke)		
<i>Haemaphysalis</i>	<i>Haemaphysalis concinna</i> (Reliktzecke)	<i>Haemaphysalis punctata</i>	
Lederzecken (Argasidae)	<i>Argas</i>	<i>Argas reflexus</i> (Taubenzecke)	<i>Argas vespertilionis</i>

1.2. Morphologie

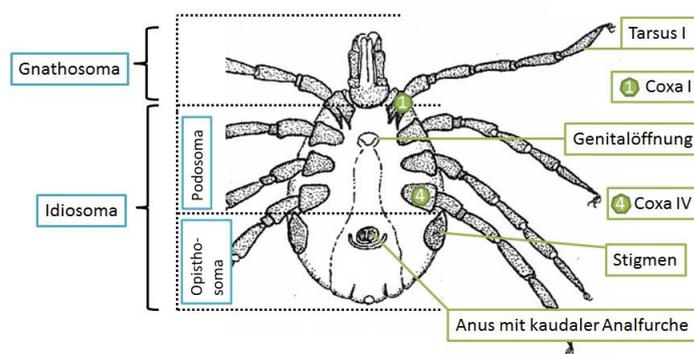


Abb. 2 Schema einer Schildzecke am Beispiel *Hyalomma* (Ixodidae), Ventralansicht (modifiziert nach Eckert et al. 2008).

Zecken sind als Amandibulata charakterisiert durch das Fehlen von Mandibeln (Kau-

werkzeuge) (Deplazes et al. 2013, Eckert et al. 2008). Der Körper, das sogenannte Idiosoma, ist nicht segmentiert. Alle Beinpaare – vier bei Nymphen und Adulten, drei bei Larven – setzen am vorderen Teil des Idiosoma, dem Podosoma, an (Abb. 2). Die Atemöffnungen (Stigmen) sind bei Adulten und Nymphen ausgebildet und liegen hinter dem 4. Beinpaar (Eckert et al. 2008) (Abb. 2). Apikal am Idiosoma befindet sich der Kopfbereich, das Capitulum, bzw. Gnathosoma (Abb. 2). Der Kopfbereich ist bei Schildzecken vorderständig (Abb. 2), bei Lederzecken ventral gelegen. Am Gnathosoma befinden sich paarig angelegte Mundwerkzeuge, die Pedipalpen und Chelizeren. Die Pedipalpen sind viergliedrig und zusammen mit den Chelizeren basal zur Basis capituli fusioniert, an deren Ventralseite das Hypostom (Stechorgan mit nach hinten gerichteten Zähnen) liegt (Deplazes et al. 2013, Eckert et al. 2008).



Abb. 3 Fotografie von *Dermacentor reticulatus*. Links: weibliches Exemplar, rechts: männliches Exemplar. Quelle: Lehrstuhl für Vergleichende Tropenmedizin und Parasitologie, LMU München

Dermacentor-Zecken sind ungesaugt 4,2mm-4,8mm groß (Deplazes et al. 2013). Der Körper ist länglich oval und bei männlichen Exemplaren im anterioren Bereich stark verjüngt (Arthur 1960) (Abb. 3). *I. ricinus* (Linnaeus, 1758) Weibchen sind ungesaugt 3-4mm groß, männliche *I. ricinus* werden bis zu 2,4-3mm groß (Deplazes et al. 2013). Wie bei allen Schildzecken ist das Hauptcharakteristikum das dorsal gelegene Rückenschild (= Scutum) aus Chitin, das bei weiblichen Schildzecken das vordere Drittel des Körpers, bei männlichen Schildzecken den gesamten Körper bedeckt (Deplazes et al. 2013) (Abb. 3).

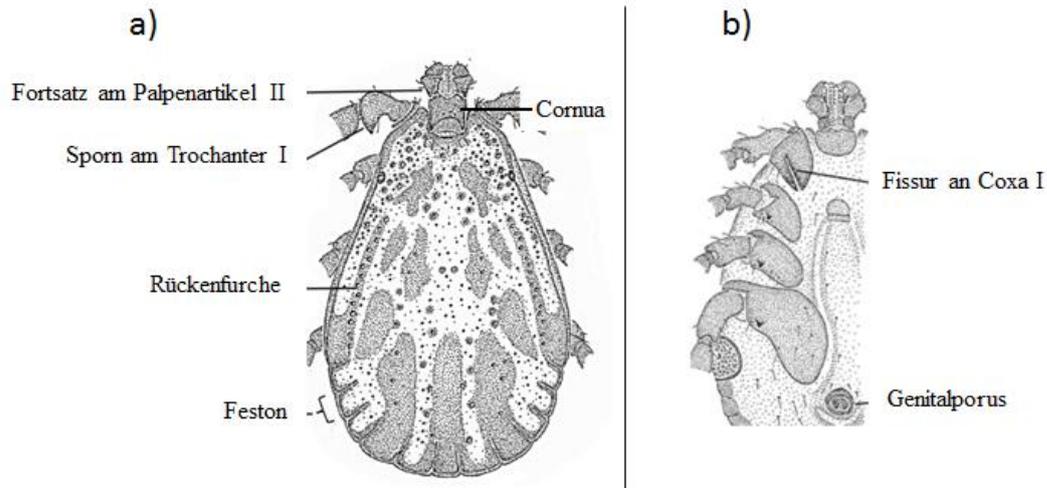


Abb. 4 Morphologische Kriterien, die zur Unterscheidung der in Deutschland vorkommenden *Dermacentor*-Arten beurteilt werden können (Auswahl). Dargestellt an einer schematischen Ansicht von *Dermacentor reticulatus*. a) Dorsalsicht; b) Ventralansicht. Modifiziert nach Hillyard 1996.

Tab. 2 Übersicht über die Merkmale, die zur Unterscheidung von *D. reticulatus* und *D. marginatus* beurteilt werden.

Beurteiltes Merkmal	<i>D. reticulatus</i>	<i>D. marginatus</i>
Dorsal		
Palpenfortsatz am Palpenartikel II	Lang, rückwärtsgerichtet, seitlich gelegen	Kurz, dorsal gelegen
Länge der Cornua	Lang	Kurz
Posteriorer Sporn am Trochanter I	Lang, bei ♂ <i>Dermacentor reticulatus</i> deutlicher ausgeprägt	Kurz
Rückenfurche (♂)	Deutlich, durch Anordnung poröser Areale	Nur andeutungsweise zu erkennen
Poröse Areale auf Capitulum (♀)	Rund	Oval
Ventral		
Fissur an Coxa I	Schmale Fissur	Weitere Fissur
Relation der Sporne an Coxa I	Etwa gleich lang	Äußerer Sporn kürzer
Genitalporus	U-förmig	V-förmig

Das Scutum von *Dermacentor* spp. zeichnet sich durch eine auffällige Marmorierung aus (Abb. 3). Es ist ein Merkmal, das zur Differenzierung von *Dermacentor*-Zecken zu anderen Ixodidae verwendet wird. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal sind Einkerbungen am postero-dorsalen Rand des Körpers von *Dermacentor* spp., die sogenannten Festone, die bei *Ixodes* spp. nicht gefunden werden (Hillyard 1996) (Abb. 4). Da die Art der Marmorierung des Rückenschildes bei *Dermacentor* spp. insgesamt stark variiert, kann sie nicht zur Differenzierung der einzelnen Arten verwendet werden (Arthur 1960, Hillyard 1996). Zur Unterscheidung der in Deutschland vorkommenden *Dermacentor*-Arten, *D. reticulatus* und *D. marginatus* werden morphologische Unterschiede beurteilt, die bereits ausführlich beschrieben wurden (Arthur 1960, Hillyard 1996), und im Folgenden kurz zusammengefasst werden. Eine detaillierte Auflistung der Unterschei-

dungsmerkmale findet sich in Tab. 2. Von dorsal werden der Fortsatz am Palpenartikel II, die Länge der Cornua und der posteriore Sporn am Trochanter I beurteilt (Abb. 4a, Tab. 2), bei weiblichen Tieren zudem die Form der porösen Areale auf der Dorsalseite des Capitulum. Von ventral werden die Form des Genitalporus (= Geschlechtsöffnung), sowie die Fissur der Coxa I (erstes Beinpaar, proximalstes Glied) beurteilt. Diese unterteilt die Coxa I in einen inneren und äußeren Sporn, deren Form ebenfalls beurteilt wird (Abb. 4b, Tab. 2).

1.3. Aktivität

Adulte *D. reticulatus* haben in Mitteleuropa ein biphasisches Aktivitätsmuster mit einem Frühjahrs- und einem Herbstpeak, die von Februar/März bis Juni, bzw. August/September bis November andauern (Hillyard 1996, Immler 1973). Die Aktivität adulter Zecken ist von der Witterung und dem jeweiligen Habitat abhängig, Winter- und Sommerpause sind nicht obligatorisch (Heile et al. 2006, Immler et al. 1970). Für mitteleuropäische Vorkommen von *D. reticulatus* wurden jährliche mittlere Lufttemperaturen von 9°C mit einer mittleren Niederschlagsmenge von 650 mm angegeben. Die benötigte jährliche Niederschlagsmenge wird auf 400-1000 mm geschätzt (Immler 1973). Aktivitäten von *D. reticulatus* wurden ab einer Minimaltemperatur von 0,7°C beobachtet (Hubálek et al. 2003). *D. reticulatus* Larven und Nymphen sind ausschließlich in den Sommermonaten aktiv, wobei Larven vorwiegend im Juni und Juli auf Wirtssuche sind, die daraus resultierenden Nymphen im Juli und August des gleichen Jahres (Arthur 1960, Immler 1973).

I. ricinus unterscheidet sich in seiner Aktivität von *D. reticulatus*. Zwar liegt in Mitteleuropa ebenfalls ein bimodaler Aktivitätsverlauf vor, die Zeckenpopulationen sind jedoch voneinander unabhängig (Gray 1991). Die erste Aktivität von *I. ricinus* beginnt ab Außentemperaturen von 5°C im Frühjahr und lässt dann in den warmen, trockenen Sommermonaten nach. Das zweite Aktivitätshoch folgt im Herbst, in den Monaten September und Oktober (Deplazes et al. 2013, Korenberg 2000). Anders als bei *D. reticulatus* sind Präimagines von *I. ricinus* das ganze Jahr aktiv. Die Aktivität von *I. ricinus* variiert stark in Abhängigkeit von klimatischen Bedingungen und Habitat (Gray 1991), der Aktivitätshöhepunkt liegt jedoch in den Monaten Mai-Juni (Deplazes et al. 2013, Sonenshine 1993).

1.4. Lebenszyklus

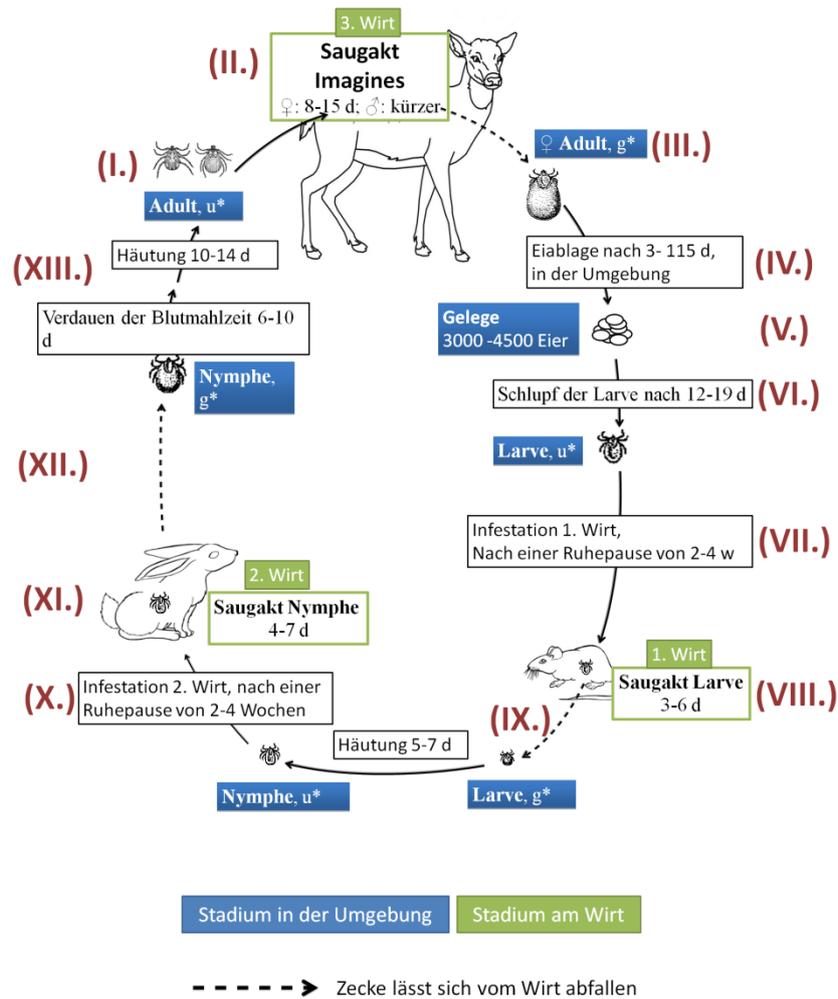


Abb. 5 Entwicklungszyklus von Schildzecken, am Beispiel von *D. reticulatus* (Schema, modifiziert nach Deplazes et al. 2013). g* = gesaugtes Stadium, u* = ungesaugtes Stadium, d = Tag, w = Woche.

Fast alle in Mitteleuropa vorkommenden Ixodidae sind 3-wirtig, was bedeutet, dass jedes der drei aktiv wirtssuchenden Stadien (Larve, Nymphe und Adultzecke) an einem anderen Wirt Blut saugt, um sich danach abseits des Wirtes weiterzuentwickeln. Das embryonierete Ei ist das vierte (inaktive) Stadium. Eine Zeckengeneration von *D. reticulatus* entwickelt sich in ein bis zwei Jahren, abhängig davon, ob im Winter eine Diapause vor der Eiablage stattfindet. Der Entwicklungszyklus von *I. ricinus* kann bis zu sechs Jahre dauern (Deplazes et al. 2013). Im Folgenden wird der Entwicklungszyklus von *D. reticulatus* beschrieben (Abb. 5). Unterschiede zum Entwicklungszyklus von *I. ricinus* werden abschnittsweise miterläutert. Die allgemeinbekanntesten, grundlegenden Angaben wurden aus Lehrbüchern zusammengefasst (Arthur 1960, Deplazes et al. 2013, Hillyard 1996), und entsprechend ergänzt. Römische Ziffern beziehen sich im folgenden Abschnitt auf die jeweilige Ziffer in Abb. 5.

(I.) Nach der Häutung zur adulten Zecke suchen Schildzecken einen Wirt auf und beginnen mit der Blutaufnahme. Bei *D. reticulatus* saugen männliche und weibliche Exemplare Blut (Immler 1973), bei *I. ricinus* nur das Weibchen. (II.) Der Saugakt der weiblichen Zecken dauert ein bis zwei Wochen. Die Paarung von *D. reticulatus* findet ausschließlich auf dem Wirt statt, nach oder während der Blutaufnahme. Bei *I. ricinus* findet die Paarung vor der Blutmahlzeit statt, in der Regel auf dem Wirt, selten auf der Vegetation (Lucius und Loos-Frank 2008). (III.) Nach vollständigem Saugakt fallen die Zecken vom Wirt ab.

(IV.) Nach einer Präovipositionszeit von maximal 15 Tagen bei *D. reticulatus*, bzw. bis zu 22 Tagen bei *I. ricinus* (Aeschlimann 1972) beginnen die vollgesogenen Weibchen mit der Eiablage in den tiefen Vegetationsschichten (Heile et al. 2006, Immler 1973). Im Herbst gesaugte *D. reticulatus* beginnen die Eiablage zu 75% nicht mehr in der gleichen Saison, sondern nach ihrer Diapause im darauffolgenden Frühjahr (Immler 1973). (V.) Die Größe der Gelege sind mehrere tausend Eier, bis zu 3000 bei *I. ricinus* und 3000-4500 bei *D. reticulatus* (Zahler und Gothe 1995b).

(VI.) Der Schlupf der *D. reticulatus* Larven findet in Abhängigkeit von Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit statt. Experimentell wurde für *D. reticulatus* eine nötige Umgebungstemperatur von 20°C bis 34°C ermittelt (Zahler und Gothe 1995a). (VII.) Nach dem Schlüpfen beginnen die Larven nach einer Ruhepause von zwei bis vier Wochen die Wirtssuche. *I. ricinus* Larven schlüpfen nach vier bis sieben Wochen und beginnen ca. drei Wochen später mit der Wirtssuche. Ein großer Unterschied zu *D. reticulatus* liegt darin, dass, abhängig von klimatischen Bedingungen, bis zu 570 Tage vergehen können bevor *I. ricinus* Larven einen Wirt suchen. (VIII.) Nach Infestation des 1. Wirtes beginnen die Larven den Saugakt, der bei *D. reticulatus* 3-6 Tage und bei *I. ricinus* 2-3 Tage dauert. (IX.) Nach dem Saugakt lassen sich die Larven vom Wirt abfallen und häuten sich in der Umgebung zur Nymphe.

(X.) Die Nymphen beider Arten gehen nach einer Ruhepause von durchschnittlich zwei bis vier Wochen auf die Suche nach dem 2. Wirt. (XI.) Der Saugakt dauert 4-7 Tage bei *D. reticulatus* und bis zu 5 Tage bei *I. ricinus*. (XII.) Danach verlassen die gesaugten Nymphen den Wirt. *D. reticulatus* Nymphen beginnen nach 6-10 Tagen mit der Häutung zur Adultzecke (XII.). Bei *I. ricinus* Nymphen können bis zu 100 Tage vergehen, bevor die Häutung zur Adultzecke stattfindet.

1.5. Wirte

D. reticulatus und *I. ricinus* zählen zu den euryxenen Zeckenarten, da sie ein großes Wirtsspektrum besitzen. Das Wirtsspektrum von *I. ricinus* ist mit über 200 bekannten Tierarten sehr groß. *I. ricinus* wurde an Reptilien, Vögeln und Säugetieren nachgewiesen (Hillyard 1996).

Tab. 3 Tierarten, die in aktuellen Publikationen als Wirte für *D. reticulatus* beschrieben wurden (Auswahl).

Wirt	Referenz
Waldmaus ^{a)} (<i>Apodemus</i> spp.)	Paziewska et al. 2010
Feldmaus ^{a)} (<i>Microtus</i> spp.)	Grzeszczuk et al. 2006, Paziewska et al. 2010, Pluta et al. 2010
Rötelmaus ^{a)} (<i>Myodes</i> spp.)	Silaghi et al. 2012a
Büffel (<i>Bison bonasus</i>)	Izdebska 2001, Matsumoto et al. 2009
Damwild (<i>Dama dama</i>)	Dautel et al. 2006, Hornok et al. 2012
Fuchs (<i>Vulpes vulpes</i>)	Domínguez-Peñañiel et al. 2011, Jemeršić et al. 2014, Meyer-Kayser et al. 2012
Hund (<i>Canis lupus familiaris</i>)	Földvári und Farkas 2005, Gothe und Wegerdt 1991, Hornok et al. 2013, Matjila et al. 2005, Schaarschmidt et al. 2013, Zahler et al. 2000a/b
Pferd (<i>Equus</i> spp.)	Bauch und Danner 1988
Reh (<i>Capreolus capreolus</i>)	Dautel et al. 2006, Hornok et al. 2012
Rind (<i>Bos</i> spp.)	Hornok et al. 2007, Reye et al. 2013
Rothirsch (<i>Cervus elaphus</i>)	Hornok et al. 2012, Dautel et al. 2006
Schaf (<i>Ovis</i> spp.)	Estrada-Peña et al. 2004, Hornok et al. 2007
Wolf (<i>Canis lupus</i>)	Domínguez-Peñañiel et al. 2011
Ziege (<i>Capra</i> spp.)	Hornok et al. 2012

a) Kleinsäuger/Rodentia

Die genaue Größe des Wirtsspektrums von *D. reticulatus* ist nicht bekannt. Larven und Nymphen von *D. reticulatus* parasitieren vorwiegend an kleinen Tieren, darunter Kleinsäuger, wie Insektivore, Nagetiere (Rodentia) und kleine Fleischfresser (Mustelidae). Adulte *D. reticulatus* wurden vorwiegend an größeren Wild- und Haustieren gefunden, wie Pferd/Esel (*Equus* spp.), Rind (*Bos* spp.), Büffel (*Bison bonasus*), Schaf (*Ovis* spp.), Ziege (*Capra* spp.), Hund (*Canis lupus familiaris*), Fuchs (*Vulpes vulpes*), Rothirsch (*Cervus elaphus*), Reh (*Capreolus capreolus*), Hase (*Lepus europaeus*), Igel (*Erinaceus* spp.), Damwild (*Dama dama*) und Wolf (*Canis lupus*) (zusammengefasst aus: Arthur 1960, Deplazes et al. 2013, Hillyard 1996, Liebisch und Rahman 1976). Selten, und nicht näher spezifiziert, wurde *D. reticulatus* am Vogel gefunden (Thompson 1964). Die meisten dieser historisch erwähnten Wirte wurden auch in aktuellen Publikationen bestätigt (Tab. 3). Auffallend sind dabei zahlreiche Publikationen zu Vorkommen von *D. reticulatus* am Hund. In seltenen Fällen wurde *D. reticulatus* auch am Menschen gefunden (Estrada-Peña und Jongejan 1999).

Die Beobachtung, dass *D. reticulatus* Larven und Nymphen vermehrt an Kleinsäugetern

zu finden sind, *D. reticulatus* Adultstadien eher an größeren Wirtstieren, ist vermutlich keine echte Wirtspräferenz, sondern der Umgebung geschuldet, in denen sich die jeweiligen Zeckenstadien aufhalten. Larven und Nymphen leben endophil, in der Nähe ihrer Wirtstiere, bzw. in deren Bauten, also in der Nähe kleinerer Säugetiere. Adulte *D. reticulatus* klettern zur Wirtsfindung auf die Vegetation. Von dort können sie auch größere, vorbeiziehende Wirtstiere befallen (Immler 1973).

1.6. Wirtsfindung

Dermacentor spp. und *Ixodes* spp. gehören zu den Lauerjägern. Nach Aktivierung durch klimatisch günstige Bedingungen klettern die Zecken an der Vegetation empor und warten dort mit exponiertem 1. Beinpaar, an dessen Tarsi sich das Haller'sche Organ befindet, auf potentielle Wirte (Deplazes et al. 2013). *D. reticulatus* verbleibt relativ immobil in der Warteposition, bis größere klimatische Veränderungen, z.B. Sommer- und Winteranfang (Immler 1973), oder die Annäherung eines potentiellen Wirtes stattfinden. Da der Bewegungsradius von *D. reticulatus* und *Ixodes ricinus* klein ist, halten sich die Arten bevorzugt an Orten auf, an denen potentielle Wirte häufig passieren, z.B. Wildwechsel, Pfade oder Standplätze von Wild- und Haustieren.

Mithilfe des Haller'schen Organs können Zecken Vibrationen, Körperwärme und chemische Stoffe (z.B. CO₂, HN₃ und kurzkettige Carbonsäure-Verbindungen) wahrnehmen, wodurch sie potentielle Wirte identifizieren („Appetenz“). Nähert sich ein potentieller Wirt, wechseln die Zecken in die Bereitschaftsposition und lassen sich von der Vegetation abstreifen. In der „Kontaktphase“ suchen die Zecken auf dem Wirt mittels der Sensillen der Pedipalpen und Chelizeren wärmere und weichere Hautbereiche auf (z.B. Achselbereich und Inguinalbereich), was einige Stunden dauern kann (Deplazes et al. 2013, Immler 1973). Danach wird die Epidermis des Wirtes angeritzt und das Hypostom zur Verankerung in die Haut vorgeschoben („Ansetzen“) (Deplazes et al. 2013, Lucius und Loos-Frank 2008).

1.7. Vektorfunktion

Als Vektoren pathogener Erreger sind neun *Dermacentor* spp. von Bedeutung (Abb. 1). *D. reticulatus* gilt als Überträger diverser Protozoen, Bakterien und Viren. Von besonderer veterinärmedizinischer Bedeutung ist dabei die Vektorfunktion für *Babesia canis*, einen Erreger der caninen Babesiose (Deplazes et al. 2013, Kraft und Hirschberger 2000). Für einige Pathogene ist der Überträgerstatus nicht gesichert (Tab. 4).

Tab. 4 Pathogene, für die eine Vektorfunktion von *D. reticulatus* gesichert ist, oder angenommen wird.

Pathogen	Status	Referenz
Protozoa		
Gattung <i>Babesia</i>		
<i>Babesia canis</i>	g	Beelitz et al. 2012, Kubelová et al. 2011, Mihaljica et al. 2012, Rar et al. 2005, Schaarschmidt et al. 2013, Tomanović et al. 2013
<i>Babesia microti</i>	d	Wójcik-Fatla et al. 2012
Bakterien		
Gattung <i>Francisella</i>		
<i>Francisella philomiragia</i>	d	Bonnet et al. 2013
<i>Francisella</i> -like Endosymbionts	d	De Carvalho et al. 2011, Kreizinger et al. 2013, Michelet et al. 2013, Sréter-Lancz et al. 2009, Tomanović et al. 2013
<i>Francisella tularensis</i>	g	Gurycová et al. 1995, Hubálek et al. 1996, Hubálek et al. 1997, Kreizinger et al. 2013
Gattung <i>Rickettsia</i>		
<i>Candidatus Rickettsia kotlanii</i>	d	Richter et al. 2013, Sréter-Lancz et al. 2006
<i>Rickettsia</i> DnS14/RpA4, heute <i>Rickettsia raoultii</i>	g	Dautel et al. 2006, Nijhof et al. 2007, Santos-Silva et al. 2006
<i>Rickettsia helvetica</i>	d	Dobec et al. 2009, Silaghi et al. 2011
<i>Rickettsia raoultii</i>	g	Hamel et al. 2013, Pluta et al. 2010, Reye et al. 2013, Silaghi et al. 2011, Spitalská et al. 2012, Tjisse-Klasen et al. 2011, Wójcik-Fatla et al. 2013
<i>Rickettsia slovacica</i>	g	Dobec et al. 2009, Pluta et al. 2010, Santos-Silva et al. 2006, Silaghi et al. 2011, Spitalská et al. 2012
<i>Rickettsia</i> spp.	g	Reye et al. 2013, Reháček et al. 1979, Tjisse-Klasen et al. 2011
Gattung <i>Coxiella</i>		
<i>Coxiella burnetii</i>	g	Bonnet et al. 2013, Reháček et al. 1987*, Reháček et al. 1991, Tomanović et al. 2013
Gattung <i>Borrelia</i>		
<i>Borrelia afzelii</i>	d	Reye et al. 2013
<i>Borrelia burgdorferi</i>	d	Kahl et al. 1992
<i>Borrelia burgdorferi</i> s.l.	g	Nijhof et al. 2007, Rar et al. 2005, Reye et al. 2013
<i>Borrelia burgdorferi</i> s.s.	g	Reye et al. 2013
<i>Borrelia garinii</i>	d	Rar et al. 2005
<i>Borrelia</i> spp.	g	Bonnet et al. 2013
<i>Borrelia valaisiana</i>	d	Reye et al. 2013
Gattung <i>Anaplasma</i>		
<i>Anaplasma marginale</i>	d	Bonnet et al. 2013, Zivkovic et al. 2007*
<i>Anaplasma phagocytophilum</i>	d	Paulauskas et al. 2012, Richter et al. 2013
Gattung <i>Bartonella</i>		
<i>Bartonella henselae</i>	d	Reye et al. 2013
<i>Bartonella</i> spp.	d	Bonnet et al. 2013, Rar et al. 2005
Viren		
Omsk Hemorrhagic fever-Virus	n.a.	Gagarina und Netsky 1955
Tick-borne Encephalitis-Virus	n.a.	Reháček et al. 1987*, Wójcik-Fatla et al. 2011

*) experimentelle Infektion; g = gesicherter Überträgerstatus von *D. reticulatus*; d = Überträgerstatus von *D. reticulatus* diskutiert; n.a. keine explizite Angabe zum Überträgerstatus vorhanden. Kein Anspruch auf Vollständigkeit.

Fraglich ist, ob *D. reticulatus* *Anaplasma phagocytophilum* und *Candidatus Neoehrlichia mikurensis* überträgt, da bisher nur eine Übertragung durch *Ixodes* spp. nachgewiesen war, und aktuell nur geringe Erregerprävalenzen in *D. reticulatus* festgestellt wurden (De la Fuente et al. 2008, Krücken et al. 2013, Richter et al. 2013). Innerhalb der Zeckenpopulation können Krankheitserreger transstadial (zwischen zwei aktiven Entwicklungsstadien), transovarial (von der infizierten weiblichen Zecke auf die Eier), vertikal (mittels Cofeeding) oder sexuell übertragen werden (Deplazes et al. 2013).

1.8. Habitate

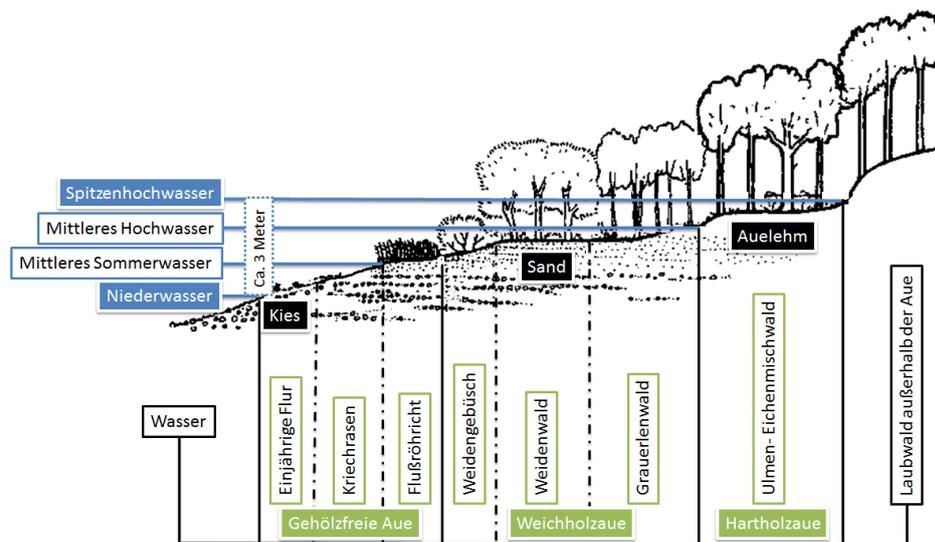


Abb. 6 Schematischer Querschnitt eines typischen Auwaldes. Modifiziert nach Ellenberg 1996.

D. reticulatus tritt in Westeuropa hoch-fokal und mosaikartig auf. Die Zecke gilt als wärmeliebend, aber kältetolerant. Der Trivialname „Auwaldzecke“ entstand, weil die Zecke ursprünglich nur in Habitaten mit extremem Feuchtigkeitscharakter – mit zeitweisen Überschwemmungen – und hohen Bodenfeuchten, wie z.B. Mooren, Sumpfniederungen oder Auwäldern, gefunden wurde (Enigk 1958, Immler et al. 1970). Für Deutschland wurde in den 1950ern eine Absenz der Art angenommen. Eine mögliche Erklärung war, dass vor allem in Deutschland die bevorzugten Habitate von *D. reticulatus* nicht, bzw. nur in geringem Maße vorhanden seien (Enigk 1958). Diese Vermutung bestätigt sich bis heute für die Flussauen, die in den letzten Jahrzehnten durch anthropogene Einflüsse, wie z.B. Siedlungsbau, Landwirtschaft, Hochwasserschutz und Binnenschifffahrt, so stark verändert wurden (in der Regel trockengelegt), dass der ursprüngliche Zustand nicht mehr erhalten ist (Nagel und Schönauer 2002, Scholz et al. 2012). Der Begriff des „Auwaldes“ umfasst im vegetationsökologischen Sinn eine Pflanzengesellschaft entlang eines Flusses, deren Zusammensetzung maßgeblich durch

die regelmäßig auftretenden Überschwemmungen gekennzeichnet ist. In Abhängigkeit von der Entfernung zum Fluss und der Häufigkeit der Überschwemmungen treten Pflanzen der gehölzfreien Aue, der Weichholzaue und der Hartholzaue auf (Abb. 6). Klassische Zeigerpflanzen sind in Flussnähe Weiden (*Salix* spp.) und Grauerlen (*Alnus incana*), sowie flussferner Mischwälder aus Ulmen (*Ulmus* spp.) und Eichen (*Quercus* spp.) (Abb. 6) (Ellenberg 1996). Laut Auenzustandsbericht (2009) des BfN finden sich in Deutschland naturnahe Auwälder mit ursprünglichem Charakter nur noch am Oberrhein, den Elbauen und in Teilen des Odertals (Brunotte et al. 2010). Insgesamt gelten deutschlandweit 36% der Flussauenflächen als deutlich verändert, aber mit erhaltenem Auencharakter, wobei klassische Auwälder im ursprünglichen Sinn äußerst selten vorkommen.

Tab. 5 Übersicht über Ökosysteme, die von *D. reticulatus* besiedelt werden.

Ökosystem	Geographische Lage	Referenz
Auwald	Tschechische Republik (Südmoravien) und Niederösterreich an der Thaya (Dyje) und Morava	Hubálek et al. 1996, Hubálek et al. 1997, Siroký et al. 2011
	Donauniederung bei Bratislava (Slowakei)	Gurycová et al. 1995
Flusslandschaften	Polen, südwestlich der Oder	Kiewra und Czulowska 2013, Nowak 2011, Szymanski 1986
	Flusslandschaft des Ob bei Novosibirsk, in Pinienwäldern und Brachflächen	Rar et al. 2005
	Kleine Flusstäler in Mittel- und Ostpolen und Flussmarschlandschaften mit Überschwemmungscharakter (Bober)	Szymanski 1986, Zygnier et al. 2009,
	Diverse Flusslandschaften in der Slowakei, z.B. an der Latorica und Morava	Bullová et al. 2009
	Montesinho Naturpark, Portugal	Santos-Silva et al. 2006
Marschland	Belgien und Deutschland	Beelitz et al. 2012, Cochez et al. 2012, Obsomer et al. 2013
Weideflächen	Ungarn, Mittelpolen	Hornok und Farkas 2009, Zygnier et al. 2009
Trockene Nadelwälder	Ostdeutschland	Bauch und Danner 1988, Menn 2006
Wälder in Höhenlagen bis 1000 m	Ungarn	Hornok und Farkas 2009
Renaturierungsgebiete	Deutschland, Polen	Nowak 2011, Silaghi et al. 2011
Stadtgebiete	Frankreich, Deutschland	Martinod und Gilot 1991, Zahler et al. 2000a/b

Die Tatsache, dass trotz der Seltenheit des Ökosystems Auwald in den letzten Jahren eine zunehmende Verbreitung von *D. reticulatus* festgestellt wurde, führte zu der Frage, inwiefern der ursprünglich angenommenen Habitatspräferenz noch ein Ausschlusscharakter zuzusprechen ist (Heile et al. 2006). Der Vergleich der Ökosysteme, in denen *D. reticulatus* nachgewiesen wurde, enthält eine weite Spanne an diversen Habitaten (Tab.

5). Es bestätigt sich zwar sowohl die Präferenz für Auwälder, als auch für humide Areale, wie Flusslandschaften und Marschland¹, *D. reticulatus* wurde aber auch in Habitaten mit weniger humidem Charakter, wie z.B. Weideflächen, oder auch Gebieten mit Trockenheitscharakter nachgewiesen (Tab. 5). Innerhalb des Habitates wird *D. reticulatus* vor allem an der Vegetation von Waldpfaden und Drainagegräben gefunden, dabei oft in Ökotonen² (Hornok und Farkas 2009). *D. reticulatus* wurde zudem in unterschiedlichen Geländehöhen nachgewiesen, dabei in Höhenlagen bis 1000 m (Hornok und Farkas 2009).

Habitatspräferenz von *I. ricinus*

I. ricinus bevorzugt Habitate in Laub- und Mischwäldern, mit ausgeprägter Kraut- und Strauchschicht, die der Zecke Rückzugsmöglichkeiten bieten. Innerhalb des Habitates besiedelt *I. ricinus*, wie *D. reticulatus*, vorzugsweise die bodennahe Vegetation von Ökotonen, hierbei vor allem die schattigen Bereiche an Übergängen von Wiesen zu Büschen und Sträuchern, oder Bereiche von Waldlichtungen, sowie Waldpfade mit dichter Vegetation (Deplazes et al. 2013, Sonenshine 1993). Entscheidend im Habitat sind Temperatur und Luftfeuchtigkeit, sowie das Vorhandensein einer dichten Detritusschicht, um der Zecke Schutz vor Austrocknung zu bieten (Deplazes et al. 2013). Für *I. ricinus* wurden in den 1990ern Vorkommen bis in Höhen von 700 m beschrieben, heute sind Vorkommen bis 2000 m bekannt. Es wurde vermutet, dass sich *I. ricinus* aufgrund des Klimawandels auch in höhere Geländelagen ausbreitet (Daniel et al. 2003, Deplazes et al. 2013)

¹ Marsch = Ökosystem vernässter Böden. Im Gegensatz zum Sumpf bildet Gras die dominierende Vegetationsform. Marsche liegen meist an Flussmündungen oder an Flussdeltas. Kennzeichnend für Marsche sind hohe Wasserstände durch geringe Abflusskapazität des Bodens (Encyclopædia Britannica, 2012; <http://www.britannica.com/>).

² Ökotope sind Übergangsflächen zwischen verschiedenen Ökosystemen, wie Übergangsbereiche von Wiesen- in Waldflächen oder Hecken (Encyclopædia Britannica, 2012; <http://www.britannica.com/>).

1.9. Vorkommen und Verbreitung von *D. reticulatus*

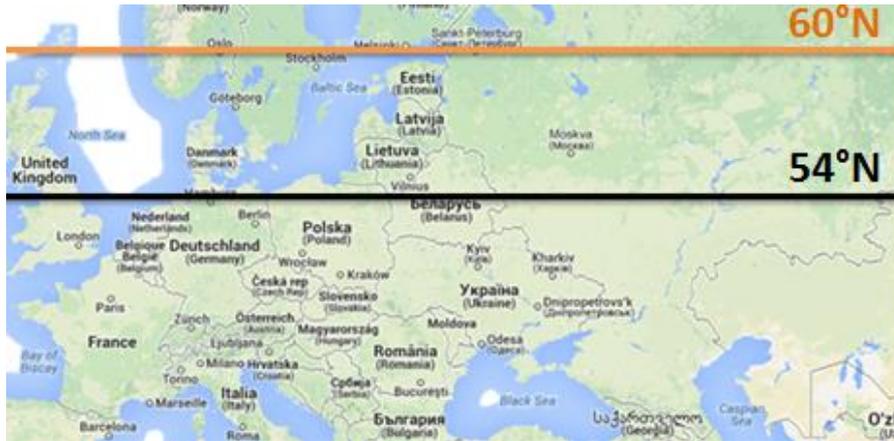


Abb. 7 Darstellung der nördlichen Ausbreitungsgrenzen von *D. reticulatus*. 54°N (nördlicher Breitengrad) = nördliche Ausbreitungsgrenze für europäische Vorkommen von *D. reticulatus*, 60°N (nördlicher Breitengrad) = nördliche Ausbreitungsgrenze für eurasische Vorkommen von *D. reticulatus*. Schematische Darstellung, referenziert und erstellt mit GoogleMaps.

Tab. 6 Länder, in denen Vorkommen von *D. reticulatus* bekannt sind.

Land	Referenz
Belgien	Cochez et al. 2012, Obsomer et al. 2013
Deutschland	Bauch und Danner 1988, Dautel et al. 2006, Kahl et al. 1992, Liebisch und Rahman 1976, Menn 2006, Schulze 1925, Silaghi et al. 2011, Zahler et al. 2000a/b
Frankreich	Bonnet et al. 2013, Enigk 1944, Martinod et al. 1985
Großbritannien	Arthur 1960, Hillyard 1996, Jameson und Medlock 2011, Tjisse-Klasen et al. 2011
Iberische Halbinsel mit Spanien	Arthur 1960, Estrada-Peña et al. 2004
Kroatien	Dobec et al. 2009, Krčmar 2012
Niederlande	Alberdi et al. 2012, Nijhof et al. 2007
Österreich	Hubálek et al. 1997
Polen	Karbowiak und Kiewra 2010, Kiewra und Czulowska 2013, Matsumoto et al. 2009, Nowak 2011, Szymanski 1986, Wójcik-Fatla et al. 2011, 2012, 2013
Portugal	Caeiro 1999, Santos-Silva et al. 2006
Rumänien	Ionita et al. 2012, Mihalca et al. 2012*
Russland, Sibirien	Kulik und Vinokurova 1983, Rar et al. 2005
Schweiz	Immler et al. 1970, Pfister et al. 1993, Sager et al. 2005, Schaarschmidt et al. 2013
Serbien	Mihaljica et al. 2012, Milutinovic und Radulovic 2002, Radulović et al. 2011, Tomanović et al. 2013
Slowakei	Gurycová et al. 1995, Kubelová et al. 2011, Reháček et al. 1991, Spitalská et al. 2012
Tschechische Republik	Cerný 1972, Hubálek et al. 1996, Hubálek et al. 1997, Siroký et al. 2011
Ukraine	Hamel et al. 2013
Ungarn	Hornok und Farkas 2009, Kreizinger et al. 2013, Reháček et al. 1979, Sréter-Lancz et al. 2006
Weißrussland	Reye et al. 2013

*als Zufallsfund bewertet. Kein Anspruch auf Vollständigkeit.

Dermacentor spp. kommen in den gemäßigten Regionen Asiens, Europas, Afrikas und Amerikas vor (Deplazes et al. 2013, Hillyard 1996). Als Ausdehnungsgrenzen von *D. reticulatus* gelten im Westen Frankreich und England. Die östlichsten Vorkommen wurden in Sibirien beschrieben (Tab. 6). Die nördliche Ausbreitungsgrenze für west- und mitteleuropäische *D. reticulatus* Vorkommen bildet der Breitengrad 54°N (Abb. 7), der in etwa die südliche Begrenzung der skandinavischen Länder ist. Für die *D. reticulatus* Populationen des osteuropäischen und asiatischen Raumes sind Vorkommen bis zum Breitengrad 60°N (Abb. 7) bekannt, was ungefähr der Höhe von St. Petersburg entspricht (Dautel et al. 2006). Die südlichsten Vorkommen sind in Serbien und Kroatien beschrieben (Tab. 6). *D. reticulatus* Vorkommen sind aus vielen Ländern innerhalb der Ausbreitungsgrenzen in historischen und aktuellen Publikationen bestätigt worden. Aktuell wurden erstmals Freilandfunde aus Belgien und den Niederlanden berichtet (Tab. 6).

D. reticulatus hat damit ein kleineres Verbreitungsgebiet als *I. ricinus*. Aufgrund seines breiten Wirtsspektrums und seiner großen ökologischen Toleranz hat sich *I. ricinus* flächig, zwischen 40. und 60. Breitengrad, teilweise auch nördlicher bis nach Finnland, bzw. südlicher bis nach Tunesien, ausgebreitet (Deplazes et al. 2013, Horst und Liebisch 2003).

1.10. Vorkommen und Verbreitung von *D. reticulatus* in Deutschland

Eine Übersicht über die deutschen Gebiete, aus denen *D. reticulatus* Vorkommen berichtet wurden, findet sich in Abb. 8 und Tab. 7. Gebietsnummern in Abb. 8 beziehen sich auf die jeweilige Nummer in Tab. 7. Die erwähnten Habitate werden im Folgenden näher beschrieben:

Der „Schönbuch“ bei Tübingen in Baden-Württemberg

Der Schönbuch bei Tübingen (Nähe Stuttgart) ist das älteste erwähnte deutsche Gebiet (Schulze 1925), es wurde mehrfach *D. reticulatus* positiv bestätigt, und gilt heute als endemisches Habitat (Liebisch und Rahman 1976, Walter et al. 1986) (Abb. 8, Tab. 7, Nr. 3). Der Schönbuch ist ein geschlossenes, von Wasserläufen durchzogenes Mischwaldgebiet auf einem Höhenrücken. Kennzeichnend ist der hohe Rotwildbesatz (Liebisch und Rahman 1976).

Oberheingraben

Im Südwesten von Baden-Württemberg wurde *D. reticulatus* in der oberrheinischen

Tiefebene im nördlichen Anschluss an die *D. reticulatus* Vorkommen auf der Rheininsel (Immler et al. 1970) in Breisach am Rhein (Walter et al. 1986), und danach in Freiburg, Offenburg, Kehl, Emmendingen und Lahr (Gothe und Wegerdt 1991, Zahler et al. 1996) nachgewiesen, alle Städte liegen in unmittelbarer Nähe zueinander (Abb. 8, Tab. 7, Nr. 4-7), das Gebiet gilt heute als endemisch (Zahler und Gothe 1997).

Düben-Dahlener-Heide mit Annaburger Heide und Leipzig

Im ostdeutschen Raum sind zahlreiche *D. reticulatus* Vorkommen aus den Bundesländern Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Berlin bekannt (Abb. 8, Tab. 7). Als endemisch gelten *D. reticulatus* Populationen im Gebiet der Düben-Dahlener-Heide mit der sich südöstlich anschließenden Annaburger Heide, die nördlich von Leipzig und Halle (Sachsen-Anhalt) liegen (Abb. 8, Tab. 7, Nr. 14, 15) (Bauch und Danner 1988, Cornely und Schultz 1992, Menn 2006). Kürzlich wurden für Leipzig endemische Vorkommen von *D. reticulatus* berichtet (Silaghi et al. 2011) (Abb. 8, Tab. 7, Nr. 14). Weitere Vorkommen der Zecke wurden für die nahegelegenen Gebiete Grossrössen, Falkenberg (Cornely und Schultz 1992, Menn 2006), Torgau (Dautel et al. 2006, Kahl et al. 1992, Menn 2006) auf der Vegetation und am Wirt, in Wittenberg und im Jerichower Land am Wild (Dautel et al. 2006) und aus Berlin (Dautel et al. 2006, Krücken et al. 2013, Menn 2006, Richter et al. 2013), mit den umliegenden Gebieten Havelland, Teltow-Fläming, Potsdam-Mittelmark und Barnim berichtet (Dautel et al. 2006) (Abb. 8, Tab. 7, Nr. 15-24).

Maintal

Die einzige historische Erwähnung bayerischer Habitate sind die Gebiete Michelau (nördlich von Bamberg) und Veitshöchheim (bei Würzburg), die im Maintal liegen (Schulze 1925). Das Maintal zählt zu den wärmsten und trockensten Gebieten Deutschlands (Liebisch und Rahman 1976). Das Gebiet konnte bisher nicht für *D. reticulatus*, aber für *D. marginatus* bestätigt werden (Liebisch und Rahman 1976) (Abb. 8, Tab. 7, Nr. 1-2).

Neue Vorkommensgebiete in Süd- und Westdeutschland

Weitere *D. reticulatus* Funde wurden aktuell in Hessen (Dautel et al. 2006, Menn 2006) und Bayern (Neustadt-Aisch, Pegnitz, Regensburg, München) (Dautel et al. 2006, Silaghi et al. 2011, Zahler et al. 2000a/b) und südwestlich von Saarbrücken (Beelitz et al. 2012, Silaghi et al. 2011) nachgewiesen (Abb. 8, Tab. 7, Nr. 8-13). Die Vorkommen im

Saarland gelten als endemisch (Beelitz et al. 2012).

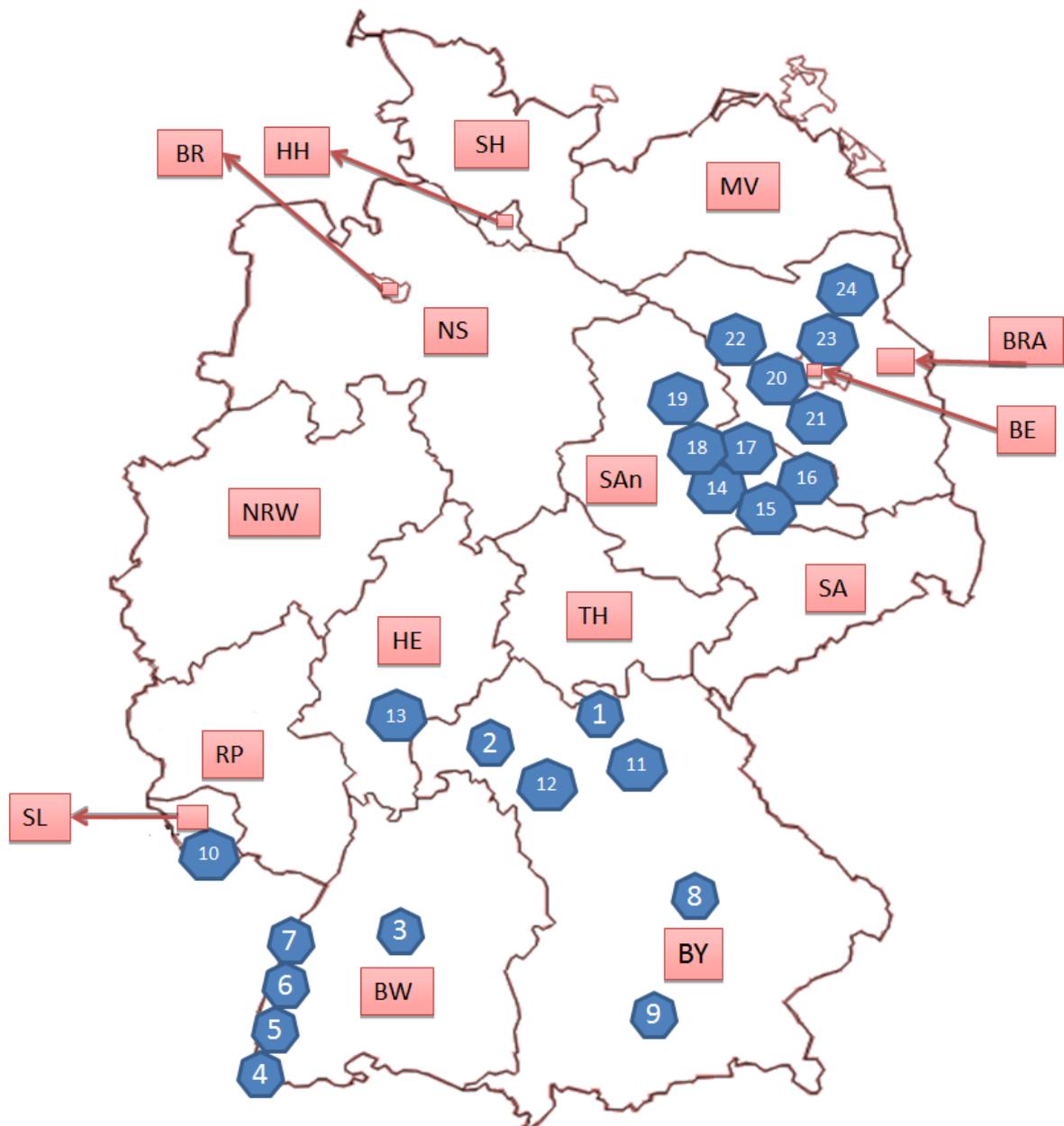


Abb. 8 Übersicht über *D. reticulatus* Vorkommen in Deutschland, Nr. der Gebiete entsprechend Tab. 7. Abkürzungen der Bundesländer: BE = Berlin; BR = Bremen; BRA = Brandenburg; BW = Baden-Württemberg; BY = Bayern; HH = Hamburg; HE = Hessen; MV = Mecklenburg-Vorpommern; NRW = Nordrhein-Westfalen; NS = Niedersachsen; RP = Rheinland-Pfalz; SA = Sachsen; SAn = Sachsen-Anhalt; SH = Schleswig-Holstein; SL = Saarland; TH = Thüringen.

Tab. 7 Übersicht deutscher Gebiete, für die Beschreibungen von *D. reticulatus* Funden vorliegen.

Gebiet	Gebiets-Nr.	Fundort	Referenz
Tübingen "Schönbuch"	3	Me/V	Liebisch und Rahman 1976, Menn 2006, Schulze 1925, Walter et al. 1986
Kirchen	4	V	Immler et al. 1970
Breisach	5	V	Walter et al. 1986
Freiburg	6	V	Gothe und Wegerdt 1991, Zahler et al. 1996
Kehl, Emmendingen, Lahr	6	V/H	Zahler et al. 1996
Offenburg	7	V/H	Gothe und Wegerdt 1991, Zahler et al. 1996
Elbe-Elster, Barnim	16, 24	W	Dautel et al. 2006, Krücken et al. 2013
Havelland, Teltow-Fläming, Potsdam-Mittelmark	20-22	W	Dautel et al. 2006, Krücken et al. 2013
Falkenberg Kreis Luckau, Großrössen (Kreis Herzberg)	16	V	Cornely und Schultz 1992
Torgau	15	V/W	Dautel et al. 2006, Kahl et al. 1992, Menn 2006
Halle	18	V	Bauch und Danner 1988, Menn 2006
Düben-Dahleener Heide	14	V, P, Me	Bauch und Danner 1988, Cornely und Schultz 1992, Menn 2006
Annaburger Heide	15	V	Cornely und Schultz 1992, Menn 2006
Wittenberg, Jerichower Land,	17,19	V	Dautel et al. 2006
Delitzsch	14	W	Dautel et al. 2006
Frankfurt	13	V	Menn 2006
Main-Kinzig, Bergstraße	13	W	Dautel et al. 2006
Michelau	1	S	Schulze 1925
Veitshöchheim	2	S	Schulze 1925
München	9	V	Silaghi et al. 2011, Zahler et al. 2000a
Regensburg	8	V	Zahler et al. 2000b
Neustadt- Aisch, Pegnitz	12,11	W	Dautel et al. 2006
Saarbrücken	10	V/H	Beelitz et al. 2012
Leipzig	14	V/M	Bauch und Danner 1988, Silaghi et al. 2011
Thüringen	*	Fuchs	Meyer-Kayser et al. 2012
Berlin mit Potsdam	23	V/H	Dautel et al. 2006, Krücken et al. 2013, Menn 2006, Richter et al. 2013

* keine genaue Lokalisation bekannt, da keine exakte Ortsangabe vorhanden; V: Vegetation; H: Hund; M: Maus; W: Wild (Rotwild, Damwild); S: Schaf; P: Pferd; Me: Mensch; Gebietsnummern (Gebiets-Nr.) beziehen sich auf die entsprechenden Nummern in Abb. 8. Kein Anspruch auf Vollständigkeit.

2. Erreger der caninen Babesiose

2.1. Taxonomie und Morphologie

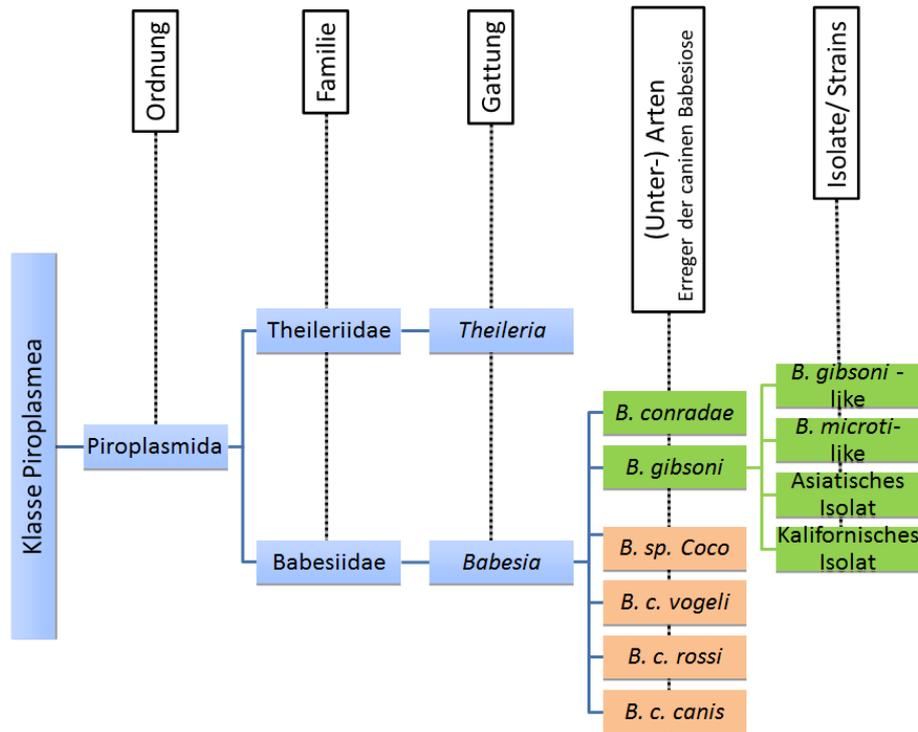


Abb. 9 Übersicht über die Unterklasse der Piroplasmae. Grün hinterlegt: Erreger der caninen Babesiose, aus der Gruppe der „kleinen Babesien“; orange hinterlegt: Erreger der caninen Babesiose aus der Gruppe der „großen Babesien“.

Erreger der caninen Babesiose sind Babesien. Babesien sind Protozoen, die zum Stamm der Apicomplexa, der Klasse der Piroplasmae und der Ordnung der Piroplasmida gehören (Homer et al. 2000). Die Ordnung der Piroplasmida besteht aus zwei Familien: den Theileriidae und den Babesiidae (Deplazes et al. 2013). Innerhalb der Familie der Babesiidae gehören die Babesien zur Gattung *Babesia* (Abb. 9). Insgesamt wurden mehr als 100 *Babesia* spp. beschrieben, wobei vermutet wird, dass sich einige Beschreibungen verschiedener Arten auf ähnliche oder gleiche Spezies beziehen, die heute mit molekularbiologischen Methoden genauer differenziert werden können (Homer et al. 2000). Morphologisch unterscheidet man kleine Babesien (Trophozoiten³ < 2,5 µm) und große Babesien (Trophozoiten > 2,5 µm), die sich in Wirtsspezifität und Pathogenität unterscheiden. Charakteristisch für große *Babesia* spp. ist die Ausbildung einkerniger, birnenförmiger Merozoiten⁴, die meist paarweise in den befallenen Erythrozyten liegen (Deplazes et al. 2013) (Tab. 8).

³ Bewegliches oder unbewegliches Fress- oder Wachstumsstadium von Protozoen

⁴ Merozoiten entstehen bei ungeschlechtlicher Teilung (= Merogonie). Sie sind langgestreckte, motile Tochterzellen, die einen Wirtswechsel vollziehen können.

Tab. 8 Erreger der caninen Babesiose (Auswahl), Vektoren und Verbreitung (modifiziert nach: Birkenheuer 2012).

Erreger	Verbreitung	Merozoiten	Lage und Form der Merozoiten in den Erythrozyten	Vektorzecke
<i>B. vogeli</i>	Afrika, Asien, Australien, Europa, Nord- und Südamerika	Groß (2,4-3 * 4-7 µm)	Vereinzelt oder paarweise, birnenförmig	<i>Rhipicephalus sanguineus</i>
<i>B. canis</i>	Europa			<i>D. reticulatus</i>
<i>B. rossi</i>	Afrika			<i>Haemaphysalis punctata</i>
<i>B. gibsoni</i>	Afrika, Asien, Australien, Europa, Nord- und Südamerika	Klein (1-3 * 3-4 µm)	Meist einzeln, ringförmig	<i>Haemaphysalis bispinosa</i> , <i>Haemaphysalis longicornis</i>
<i>B. conradae</i>	Kalifornien	Klein (1-3 * 3-4 µm)	Meist einzeln, kann die Form eines Malteser-Kreuzes besitzen	Unbekannt
<i>B. microti-like-Isolat</i> (Syn <i>T. annae</i>)	Nordwest Spanien	Klein (1-3 * 3-4 µm)	Meist einzeln	<i>Ixodes hexagonus</i> *

*) Vektorfunktion fraglich. *B* = *Babesia*; *T* = *Theileria*

Diskutiert wurde, ob die „großen“ Babesien, *B. canis*, *B. rossi* und *B. vogeli* Supspezies von *B. canis* (Zahler et al. 1998) – dementsprechend bezeichnet als *Babesia canis canis*, *Babesia canis rossi* und *Babesia canis vogeli* – sind, oder eigenständige Spezies, weswegen sich in der Literatur beide Bezeichnungen finden. Im Folgenden werden die Bezeichnungen der Spezies verwendet, da sich *B. rossi*, *B. canis* und *B. vogeli* in Pathogenität, ihren Vektoren, ihrer Genetik und geographischen Ausbreitung unterscheiden (Tab. 8) (Solano-Gallego und Baneth, 2011), zudem findet sich in aktuellen Publikationen wieder vermehrt der Speziesname (Deplazes et al. 2013).

Aus der Gruppe der „großen“ Babesien waren historisch *B. canis*, *B. rossi* und *B. vogeli* als Erreger der caninen Babesiose beschrieben. Aktuell wurde außerdem eine neue „große“ Babesien-Art, *B. sp. Coco*, nachgewiesen (Birkenheuer et al. 2004) (Abb. 9), eine vermutlich eigenständige Babesien-Art (Jefferies et al. 2007a, Lehtinen et al. 2008). Aus der Gruppe der „kleinen“ Babesien gelten *B. gibsoni* und *B. conradae* als Erreger der caninen Babesiose (Kjemtrup et al. 2006) (Abb. 9, Tab. 8). *B. conradae* wird aktuell zu den Babesienerrregern aus der Gruppe der *Theileria*-like Isolate gezählt (Dixit et al. 2010). *B. gibsoni* wird aktuell als Artenkomplex aus einem asiatischen, einem kalifornischen, den *Babesia-microti*-like und den *Babesia-gibsoni*-like Isolaten angesprochen (Boozer und Macintire 2003, Kocan et al. 2001, Zahler et al. 2000c/d) (Abb. 9).

2.2. Entwicklungszyklus

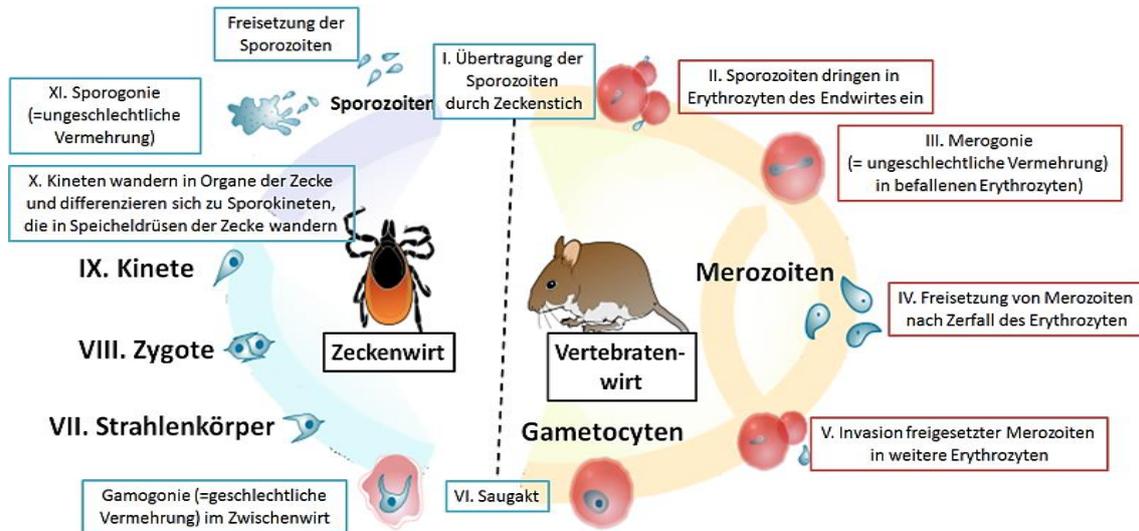


Abb. 10 Entwicklungszyklus von *Babesia* spp., modifiziert nach Wikimedia commons.

Im Folgenden wird der Entwicklungszyklus von *Babesia* spp. erläutert, römische Ziffern in Klammern beziehen sich auf die jeweilige Ziffer in Abb. 10.

Der Entwicklungszyklus von *Babesia* spp. vollzieht sich in zwei Wirten, einem Wirbeltierwirt und einem Zeckenwirt (Familie Ixodidae) (Abb. 10). Auf den Wirbeltierwirt werden durch den Zeckenstich Sporozoiten übertragen (I), die die Erythrozyten befallen (II) und sich dort zu Trophozoiten entwickeln. Danach beginnt die ungeschlechtliche Vermehrung (= Merogonie). Die daraus entstehenden Merozoiten (III) werden aus zerstörten Erythrozyten freigesetzt (IV) und können weitere Erythrozyten infizieren (V). Saugen Zecken an infizierten Wirten können Merozoiten aufgenommen werden (VI), die sich in der Zecke zu männlichen und weiblichen Gamonten (= Strahlenkörper) differenzieren (VII), und die geschlechtliche Vermehrung (= Gamogonie) beginnen (VIII). Die daraus entstehenden Kineten wandern zunächst in Darmzellen ein. Danach differenzieren sie sich zu Sporokineten, die die Speicheldrüsen und Oozyten der Zecke befallen (IX, X). In den Speicheldrüsen differenzieren sich die Sporokineten zu Sporozoiten (XI) und werden anschließend durch den Zeckenstich übertragen (I) (Deplazes et al. 2013, Homer et al. 2000).

2.3. Vektoren und Wirte

Das Wirtsspektrum für *Babesia* spp. ist außerordentlich weit, es sind über 100 Endwirte beschrieben, allerdings existiert eine starke Wirtsspezifität, so dass die meisten *Babesia* spp. nur für eine kleine Anzahl an Wirbeltierwirten pathogen sind (Homer et al. 2000).

Ebenso spezifisch sind die meisten *Babesia* spp. bzgl. ihres Zeckenwirtes, so dass einzelne Babesienarten nur von bestimmten Schildzeckenarten übertragen werden (Deplazes et al. 2013, Zahler et al. 2000a). Auch für die Vektorzecken der caninen Babesiose ist eine hohe Vektorspezifität beschrieben (Tab. 8).

2.4. Epidemiologie der Erreger der caninen Babesiose und ihrer Überträgerzecken

Die Verbreitung der caninen Babesiose hängt von der Ausbreitung der jeweiligen Vektorzecke ab (Tab. 8). Einzige Ausnahme hiervon bildet *B. gibsoni*, die sich in jüngerer Zeit sehr schnell und weltweit ausbreitet. Es wird diskutiert, ob die Verbreitung von *B. gibsoni* hauptsächlich nicht vektorassoziiert stattfindet, sondern eine direkte Übertragung zwischen den Vertebratenwirten, z.B. durch Bissverletzungen, erfolgt (Birkenheuer et al. 2005, Jefferies et al. 2007b).

B. rossi kommt, wie die Vektorzecke *Haemaphysalis leachi* nur in tropischen Regionen und Südafrika vor (Zahler et al. 2000a). *B. vogeli* und *B. gibsoni* werden durch *Rhipicephalus sanguineus* (braune Hundezecke) übertragen. Für *R. sanguineus* wird nördlich der Alpen eine geringe epidemiologische Relevanz angenommen (Zahler und Gothe 1997, Zahler et al. 2000a). Infektionen mit *B. gibsoni* sind bisher vor allem für den asiatischen, amerikanischen und afrikanischen Raum beschrieben, kürzlich wurden autochthone Infektionen in Deutschland nachgewiesen (Hartelt et al. 2007). *B. canis* wird ausschließlich von *D. reticulatus* übertragen und ist europaweit verbreitet. Kürzlich wurde eine vektorielle Übertragung von *B. canis* auf *R. sanguineus* beobachtet. Kenntnisse darüber, ob durch *R. sanguineus* auch eine Übertragung von *B. canis* auf neue Wirte erfolgen kann, und die Zecke somit als weiterer Vektor für *B. canis* in Betracht gezogen werden muss, liegen bisher nicht vor (Iori et al. 2010).

2.5. Verbreitung von *B. canis* in Deutschland und Europa

Autochthone *B. canis* Vorkommen sind seit langem in Frankreich bekannt (Enigk 1944), einige Regionen galten als hyperendemisch, mit bis zu 10.000 berichteten Fällen pro Jahr (Martinod und Gilot 1991). Bis heute werden regelmäßig Erkrankungen berichtet (René-Martellet et al. 2013). In den letzten Jahren werden zunehmend autochthone Erkrankungsfälle aus anderen mitteleuropäischen Ländern berichtet (Irwin 2009). In Deutschland wurden autochthone Fälle caniner Babesiose in den Gebieten des Oberrhein, Regensburg, München, Berlin, Nordrhein-Westfalen und dem Saarland beschrieben (Barutzki et al. 2007, Beelitz et al. 2012, Dautel et al. 2006, Naucke 2008, Zahler

und Gothe 1997, Zahler et al. 2000a/b). In den deutschen Anrainerländern wurde autochthone canine Babesiose, ausgelöst durch *B. canis*, aus den Niederlanden (Matjila et al. 2005), Belgien (Van de Maele et al. 2008), der Schweiz (z.B. Pfister et al. 1993, Sager et al. 2005, Schaarschmidt et al. 2013), und Polen (z.B. Adaszek et al. 2012, Welc-Faleciak et al. 2009) berichtet. Aus Osteuropa sind Vorkommen autochthoner caniner Babesiose unter anderem in Rumänien (Hamel et al. 2012, Ionita et al. 2012), Ungarn (Földvári et al. 2005, Hamel et al. 2012) und der Ukraine (Hamel et al. 2013) beschrieben. Zudem gibt es Einzelnachweise aus Lettland (Berzina et al. 2013) und Norwegen (Øines et al. 2010). Diese Länder liegen nördlich des beschriebenen Verbreitungsgebietes von *D. reticulatus* (Dautel et al. 2006) (Abb. 7). Der direkte Nachweis von *B. canis* aus *D. reticulatus*, die von der Vegetation gesammelt wurden (einzige Möglichkeit zum gesicherten Nachweis des geographischen Ursprungs von Zecke und Pathogen), wurde bisher nur vereinzelt durchgeführt. Positive Nachweise liegen aus Deutschland (Beelitz et al. 2012), der Schweiz (Schaarschmidt et al. 2013), Sibirien (Rar et al. 2005), Serbien (Mihaljica et al. 2012, Tomanović et al. 2013) und der Slowakei vor (Kubelová et al. 2011).

2.6. *B. canis* als Erkrankung reisegleitender oder importierter Hunde

Bereits in den späten 1990ern wurde auf die Problematik einer möglichen Einschleppung und weiteren Endemisierung von *D. reticulatus* und *B. canis* in Deutschland durch reisegleitende oder importierte Hunde hingewiesen (Glaser und Gothe 1998a). Heute gilt *B. canis* in Deutschland als autochthon, eine weitere Endemisierung wird als möglich erachtet. Als Hauptursache wird wiederum das Verbringen von Tieren im internationalen Raum betrachtet (Dauguschies 2001). Hunde aus Deutschland wurden früher reisegleitend vor allem in den Mittelmeerraum verbracht, oder von dort importiert (Glaser und Gothe 1998b). Heute werden auch viele Hunde nach oder aus Osteuropa verbracht oder importiert (Naucke et al. 2011). Reisegleitende Tiere können in Endemiegebieten mit schweren vektor-induzierten Krankheiten infiziert zu werden, unter anderem mit der caninen Babesiose (Hamel et al. 2011). Außerdem besteht das Risiko, dass Parasiten und Krankheitserreger mit den Hunden nach Deutschland eingeschleppt werden. Insbesondere bei den Parasiten, die in Deutschland nicht endemisch vorkommen, aber geeignete ökologische Rahmenbedingungen vorfinden, besteht dann ein Endemisierungsrisiko (Dauguschies 2001, Glaser und Gothe 1998a).

2.7. Klinik der caninen Babesiose

Tab. 9 Symptome der caninen Babesiose, die in Abhängigkeit von der beteiligten *Babesia*-Art im Vordergrund stehen können.

<i>Babesia</i> spp.	Typische Symptome – variabel
<i>B. canis</i>	Die Symptomatik ist äußerst variabel, typische Anzeichen sind plötzlich einsetzendes hohes Fieber und hämolytische Krisen. Die schwere Verlaufsform kann ähnliche Symptome wie <i>B. rossi</i> Infektionen hervorrufen.
<i>B. vogeli</i>	Infektionen verlaufen meist mild und unkompliziert. Fieber und hämatologische Veränderungen können auftreten.
<i>B. rossi</i>	Die Symptomatik ist äußerst variabel. Häufig mit Thrombozytopenie, schwerer Anämie, Leberschäden, erhöhtem Blutharnstoff. Selten gastrointestinale Symptome, Myalgien, respiratorische und kardiale Symptome.
<i>B. gibsoni</i> – akuter Verlauf	Intermittierendes Fieber, blasse Schleimhäute, Anorexie, geringgradige hämolytische Anämie, wechselnd starke Thrombozytopenie
<i>B. gibsoni</i> – chronischer Verlauf	Mildes Fieber, blasse Schleimhäute, Leber- und Milzvergrößerung, Lymphadenomegalie, Lethargie
<i>B. conradae</i>	Lethargie, hämolytische Anämie, blasse Schleimhäute. Manchmal Erbrechen.
<i>B. microti</i> -like Isolat (Syn <i>T. annae</i>)	Blasse Schleimhäute, Schwäche, Hämoglobinurie, Tachykardie, Tachypnoe, Fieber, hämolytische Anämie, Thrombozytopenie, manchmal Nierenversagen

Zusammengefasst aus: Birkenheuer 2012, Camacho et al. 2001, Guitián et al. 2003, Reyers et al. 1998.

Die canine Babesiose kann perakut, akut, chronisch oder subklinisch verlaufen (Kraft und Hirschberger 2000). Die klinischen Symptome sind äußerst variabel, als Leitsymptome gelten Fieber, Thrombozytopenie, hämolytische Anämie und Splenomegalie (Birkenheuer 2012). Der akute Verlauf ist zudem gekennzeichnet durch Lethargie, Anorexie und Lymphadenomegalie. Oft werden hohes Fieber ($>40^{\circ}\text{C}$), Hämaturie und Ikterus beobachtet. Der perakute Verlauf ist charakterisiert durch schwere Gewebeschäden, Untertemperatur, Koma, DIC (= disseminierte intravasale Gerinnung, eine durch ein Krankheitsgeschehen erworbene, lebensbedrohliche Vaskulopathie) und metabolische Azidose. Patienten versterben in der Regel durch Schock (Kraft und Hirschberger 2000). Der chronische Verlauf der Babesiose ist selten beschrieben, typische Symptome sind intermittierendes Fieber, intermittierende Anorexie, Verschlechterung der Körperkondition, Lymphadenomegalie, Splenomegalie. Ebenso sind symptomlose Verläufe beschrieben. Die canine Babesiose tritt selten als cerebrale Babesiose auf, bei der, durch pathologische Veränderungen im Gehirn, neurologische Symptome wie unkoordinierter Bewegungsablauf, Hinterhandparese, Muskelzittern, Nystagmus, Anisokorie, intermittierende Bewusstlosigkeit oder Vokalisation beobachtet wurden (Birkenheuer 2012, Kraft und Hirschberger 2000). Je nach beteiligter Babesienart können unterschiedliche Symptome in den Vordergrund treten, die jedoch variabel sind (Tab. 9).

2.8. Diagnose der caninen Babesiose

Veränderungen im Blutbild können hämolytische Anämien und Leukopenien sein (Irwin und Hutchinson 1991). Die Blutchemie ist meist normal. Die gesicherte Diagnose erfolgt über den mikroskopischen Erregernachweis in infizierten Erythrozyten, oder dem Nachweis von *Babesia* spp. DNA in Blut oder Gewebeproben. Da die Parasitämie oft nur geringgradig ist, müssen die Blutausstriche dünn sein. Als serologisches Diagnostikverfahren wird die indirekte Fluoreszenz-Antikörper-Technik (IFAT) verwendet. ELISAs werden eher für seroepidemiologische Studien empfohlen, weniger für die klinische Diagnostik (Birkenheuer 2012). Als sensitivster und spezifischster Nachweis wird der genetische Nachweis bezeichnet. Die sichere Speziesidentifikation erfolgt durch Sequenzierung der PCR (engl. Polymerase chain reaction, Polymerase-Kettenreaktion)-Amplifikate (Birkenheuer 2012). Durch spezielle PCR Untersuchungen (seminested PCRs) können auch artspezifische Nachweise zur Unterscheidung von *B. gibsoni* und *B. canis*-DNA erfolgen (Fukumoto et al. 2001).

3. Risikokarten und geographische Informationssysteme (GIS)

3.1. Ökologische Nische und ökologische Modellierung mittels GIS, im speziellen Hinblick auf die Verbreitung von Zecken

GIS Programme wurden ursprünglich genutzt, um infrastrukturelle Fragen (z.B. Städtebau, Navigationssysteme) aufzuarbeiten. Heute werden sie auch eingesetzt, um speziesökologische Fragestellungen aufzuarbeiten (Beugnet et al. 2009). Die Anwendung dieser Technologie erlaubt, digitale Geländedaten für große geographische Räume zeiter sparend und kostengünstig zu analysieren und zu korrelieren, und daraus Risikokarten, bzw. Verbreitungskarten von (seltenen) Tierarten zu erstellen (Daniel et al. 2008, Niederberger 2008). Diese GIS-basierte Landschaftsepidemiologie basiert in der Regel auf Umweltparametern, die die ökologische Nische der betrachteten Spezies definieren (Daniel et al. 2008). Im Hinblick auf Zecken sind die wichtigsten Faktoren der ökologischen Nische klimatische Faktoren und die Zusammensetzung der Vegetation, sowie die Verfügbarkeit von Wirtstieren (Estrada-Peña et al. 2006). Karten mit positivem Prognosewert konnten für Zecken (*I. ricinus*) über zwei Hauptschritte erstellt werden. Im ersten Schritt wurde eine Landschaftsfragment-Karte erstellt, die die Gebiete aufzeigt, deren Umweltvariablen im Hinblick auf die ökologische Nische der Art eine günstige Korrelation aufweisen, und die daher geeignete Rahmenbedingungen für Überleben und Reproduktion aufweisen. Im nächsten Schritt wurde die dynamische Variable Wirt einge-

bracht. Im Fall von Zecken sind Wirte die einzigen Transportvektoren, die die Zecken in nahegelegene Landschaftsteile transportieren können. Dadurch drückt die Variable Wirt eine Ausbreitungswahrscheinlichkeit innerhalb der Landschaftsfragmente aus (Estrada-Peña 2005, Estrada-Peña et al. 2006). Im Idealfall können von den erstellten Karten weitere Rückschlüsse auf die ökologischen Präferenzen der betrachteten Art gezogen werden (Daniel et al. 2008). Modelle können als Präsenzmodelle oder Präsenz-Absenz-Modelle erstellt werden. Präsenzmodelle basieren ausschließlich auf positiven Funddaten, Präsenz-Absenz-Modelle sind Regressionsmodelle, die auch Absenzen, bzw. Pseudoabsenzen in die Prognose miteinbeziehen (Niederberger 2008). Der Begriff Pseudoabsenz wird verwendet, weil die wirkliche Absenz einer Spezies kaum vorherzusagen ist, und dadurch in Modellen zwangsläufig Ungenauigkeiten entstehen (Wisz und Guisan 2009).

3.2. Anwendungsbeispiele von GIS Programmen in der Parasitologie

Die Anwendungsbeispiele für GIS Programme in Parasitologie und Epidemiologie sind zahlreich. GIS-basierte Studien wurden z.B. für *I. ricinus* durchgeführt. In Schottland wurden Korrelationen zwischen der Wirtssuchaktivität von *I. ricinus* und ausgewählten Umweltvariablen untersucht. Dabei wurde z.B. eine starke positive Korrelation zwischen dem Auftreten der Zeckenart und dem Vorhandensein von Wildtiervorkommen und Laub- und Mischwaldgebieten festgestellt, sowie eine schwächere Korrelationen zu Jahreszeit, Geländehöhe, Niederschlagsmenge und dichten, bodennahen Vegetationsschichten (James et al. 2013). In Wales wurde in einem ähnlichen Studienaufbau unter anderem eine Korrelation zwischen dem Vorkommen der Zecken und dem Vorhandensein von Wiesen- und Weideflächen und Bodentypen mit geringer Wasserdurchlässigkeit festgestellt (Medlock et al. 2008). Im Siebengebirge (Westdeutschland) wurde festgestellt, dass ein Zusammenhang zwischen höheren Zeckendichten und klimatischen Veränderungen, bestimmten Vegetationskomplexen und dem Vorkommen von Schwarzwild (*Sus scrofa*) besteht (Schwarz et al. 2009). Insgesamt zeigt sich, dass der Einsatz von GIS-Programmen äußerst vielfältig ist. Je nach Region, Fragestellung und betrachteter Spezies, müssen geeignete Variablen ausgewählt werden, wobei die Wahl dieser Variablen völlig frei erfolgen kann. Die Nützlichkeit der jeweiligen Variablen wird anhand ihres Einflusses auf die Risikokarte abgeschätzt. Der Vorhersagewert erstellter Risikokarten lässt sich endgültig nur durch Felduntersuchungen bestätigen, da die ökologischen Modellierungen mit Unsicherheiten behaftet sind (Daniel et al. 2008). Es ist zu erwarten, dass der Einsatz computergestützter Landschaftsepidemiologie zur

Aufarbeitung parasitologischer Fragestellungen in den nächsten Jahren weiter zunehmen wird, vor allem auch deshalb, weil zunehmend digitale Geländedaten, schnellere Rechner und verbesserte Programme zur Verfügung stehen.

III. MATERIAL UND METHODEN

1. Planung der Feldstudie

1.1. Habitatsliste

Das Staatsgebiet Bayerns umfasst 70.550 km². Es erstreckt sich von 47°16' bis zu 50°34' nördlicher Breite und von 8°58' bis 13°50' östlicher Länge (Greenwich) (www.statistik.bayern.de/veroeffentlichungen). Das Bundesland liegt im Südosten von Deutschland, im Osten grenzt die Tschechische Republik, im Süden und Süd-Osten grenzt Österreich an. Geographisch ist Deutschland Teil von Mitteleuropa (Abb. 11).



Abb. 11 Lage von Bayern in Deutschland und deutsche Anrainerländer. Karte erstellt mit Stepmap.de.

Zum Auffinden endemischer Habitate von *D. reticulatus* in Bayern wurde zunächst eine Habitatsliste erstellt (Tab. 10), die Gebiete enthielt, für die eine erhöhte Fundwahrscheinlichkeit von *D. reticulatus* erwartet wurde. Die Gebiete der Habitatsliste wurden in einer Karte dargestellt (Abb. 12).

Die Habitatsliste wurde aus drei Bestandteilen aufgebaut:

- Gebiete aus der historischen und aktuellen wissenschaftlichen Literatur
- Fundortbeschreibungen von Tierärzten, Tierbesitzern und Jägern
- Bayerische Flussgebiete mit auwaldähnlicher, naturbelassener Flusslandschaft und renaturierten Flusslandschaften

Alle recherchierten Gebiete wurden mit GoogleMaps auf einer digitalen Satellitenkarte lokalisiert und markiert. Um falsche Zuordnungen von Gebieten zu vermeiden (z.B.

Orte mit gleichem Namen), wurde die Lage der erwähnten Gebiete mit den geographischen Daten der jeweiligen Quelle abgeglichen (Bundesland, Bezirk oder Nähe zu größeren Städten, Postleitzahl). Für einzelne Gebiete (z.B. Informationen zu renaturierten Flussabschnitten) waren präzise Karten vorhanden, die direkt zum Abgleich genutzt werden konnten.

Tab. 10 Erstellte Habitatsliste, mit Gebieten für die eine erhöhte Fundwahrscheinlichkeit von *D. reticulatus* angenommen wurde.

1.) Historisch erwähnte Gebiete			
Gebiet	Wirt/geflaggt	Kürzel	Referenz /Einsendung von, bzw. berichtet von
Regensburg*	geflaggt	A	Zahler et al. 2000b
Daglfing bei München*	geflaggt	B	Zahler et al. 2000a
Pegnitz*	Wild	C	Dautel et al. 2006
Neustadt-Aisch	Wild	D	Dautel et al. 2006
Michelau*	Schaf	E	Schulze 1925
Veitshöchheim*	Schaf	F	Schulze 1925
2.) Einsendungen und Fundortmeldungen			
Würzburg*	Hund	F	Privat (Bericht)
Zusmarshausen*	Hund	G	Tierarzt, Praxis (Einsendung)
Nürnberg*	Hund	H	Tierklinik (Einsendung)
Oberschleißheim*	Hund	I	Mitarbeiter des Lehrstuhls (Bericht)
Isarauen*	Hund/Vegetation	J	Mitarbeiter des Lehrstuhls (Bericht)
Mühlhausen*	Hund	K	Tierarzt, Praxis (Bericht)
3.) Renaturierte Flüsse und naturnahe Flusslandschaften			
Fluss	Gebiet	Kürzel	Renaturiert (R)/naturnah (N)
Naab	n.a.	A	N
Pegnitz*	Pegnitz	C/H	R
Isar*	Raum München, alpine Abschnitte und Isarmündung bei Deggendorf	J/N	R/N
Donau*	Ingolstadt, Regensburg	L/A	R/N
Altmühl	Wasserzell bei Eichstätt	M	R/N
Lech*	Augsburg	O	N (verändert)/R**
Inn	Töging	P	R/N (alpin)
Mainaue*	diverse	R, Q	R**
Fränkische Saale	Aschach	S	R
Aschaffmündung	Mündung in den Main	T	R
Tirschenreuther Waldnaab	Raum Weiden	U	R
Ehenbach	Bei Schnaittenbach	V	R
Tiroler Achen	Chiemsee	W	R/N
Mangfall	Rosenheim	W	R **
Iller	n.a.	X	N
Regen	n.a.	Y	N

*) Zur Beprobung ausgewählte Gebiete. **) Renaturierung in Planung. n.a. = keine Angabe vorhanden. Buchstabenkürzel in Spalte drei entsprechen den Kürzeln in der Übersichtskarte in Abb. 12. Zusammenstellung der Liste erfolgte aus berichteten *D. reticulatus* Funden in der wissenschaftlichen Literatur, aus gemeldeten Fundorten und aus einer Recherche renaturierter und naturnaher Flusslandschaften in Bayern.

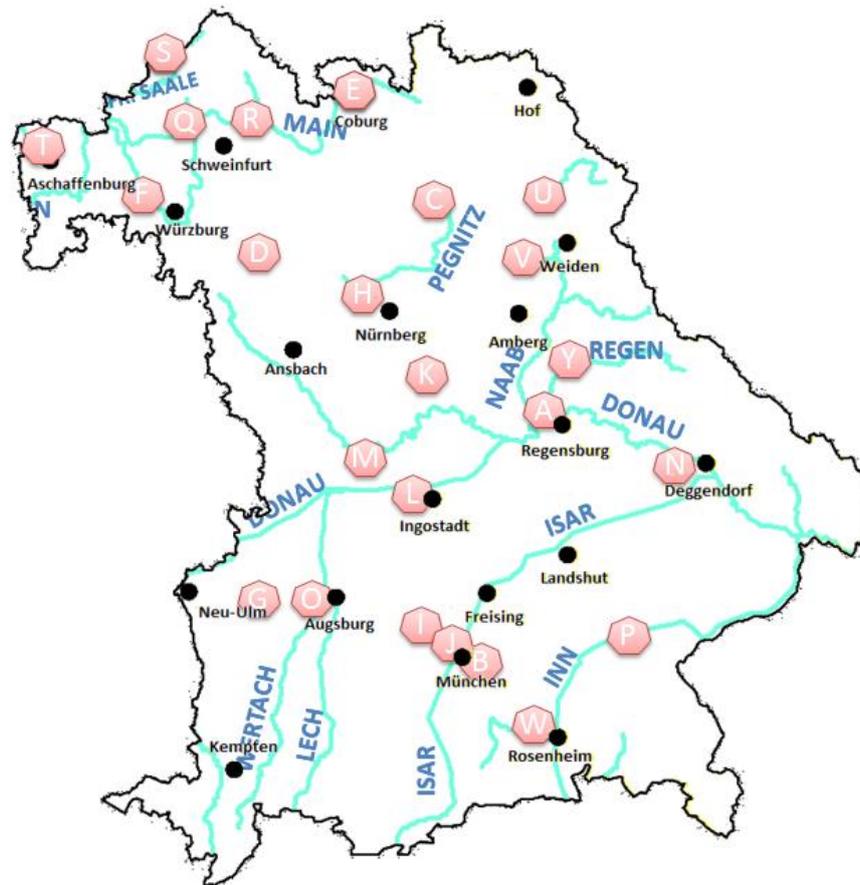


Abb. 12 Schematische Darstellung der Gebiete der Habitatsliste. Buchstabenkürzel entsprechen den Kürzeln in Tab. 10.

Historisch erwähnte Habitate

Über eine Stichwortsuche mit den Schlagwörtern „*Derma-centor reticulatus*“, „epidemiology *Derma-centor*“, „*Derma-centor* Germany“, bzw. deren deutschen Äquivalenten, wurden Publikationen in der elektronischen Zeitschriftenbibliothek und den elektronischen Dissertationen der LMU München (<http://edoc.ub.uni-muenchen.de/>), sowie in PubMed – US National Library of Medicine (www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed) – recherchiert. Ältere Texte über *D. reticulatus* wurden aus Fachjournalen des Lehrstuhles recherchiert. Zudem wurde die Armed Forces Pest Management BORD Bibliothek (<http://www.afpmb.org/>) mit dem Schlagwort „*Derma-centor reticulatus*“ durchsucht. Dort fanden sich vor allem ältere Texte aus dem Ausland, insbesondere aus den osteuropäischen Ländern und aus Russland. Epidemiologische Daten zu *D. reticulatus* in Deutschland wurden zusammengefasst. Gebiete in Bayern wurden der Habitatsliste hinzugefügt (Abb. 12, Tab. 10).

Fundortmeldungen von Tierärzten, Tierbesitzern und Jägern

Zu Beginn der Arbeit gingen im Lehrstuhl für Vergleichende Tropenmedizin und Para-

sitologie der LMU München Meldungen über *D. reticulatus* (am Mensch und Hund) an drei Standorten ein. Die Standorte wurden zur Überprüfung in die Habitatsliste aufgenommen (Tab. 10).

Zusätzlich wurden ein Serienbrief und ein Informationsschreiben erstellt, in dem Tierärzte, Tierbesitzer und Jäger gebeten wurden, Funde und mögliche Fundorte, bzw. Infestationsorte von *D. reticulatus* zu berichten. Der Serienbrief wurde im Oktober 2010 an 530 Tierarztpraxen und Tierarztkliniken in Bayern versandt. Hierfür wurde von einer Liste der bayerischen Tierärztekammer (<http://www.bltk.de/>), in der Tierärzte nach Städten aufgelistet sind, ein Tierarzt pro Stadt zufällig ausgewählt. In größeren Städten, mit vielen Praktikern wurde jede zweite bis dritte Praxis kontaktiert. Das Informationsschreiben, das für Tierbesitzer gestaltet war, wurde zusammen mit dem Serienbrief übersendet, und zudem im November 2011 im Monatsjournal des bayerischen Jagdverbandes in den 156 bayerischen Kreisgruppen publiziert. Gemeldete Fundorte wurden der Habitatsliste hinzugefügt (Abb. 12, Tab. 10). Beide Anschreiben finden sich im Anhang dieser Arbeit.

Renaturierte Flussgebiete und naturnahe Flusslandschaften

Eine Übersicht über renaturierte Flussgebiete wurde aus den Projektlisten der 17 Amtsbezirke der Bayerischen Wasserwirtschaftsämter⁴ zusammengefasst (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz). Die zahlreichen Flussrenaturierungsprojekte (> 800) umfassen kleinräumige (von z.B. einem anliegenden Grundstück, oder die Renaturierung eines kleinen Bachlaufes) und großräumige Renaturierungen (Renaturierung großer Flüsse über mehrere Fluss-km und an mehreren Abschnitten des Flusses). Großräumig renaturiert wurden bisher z.B. die Isar (in München und im Bereich der Isarmündung), die Donau und ihre Zuflüsse (im Bereich zwischen Neuburg und Ingolstadt) und die Altmühl.

Eine Übersicht über naturnahe Flusslandschaften wurde aus dem Auenzustandsbericht der Flussauen in Deutschland recherchiert (Brunotte et al. 2010). Im Auenzustandsbericht finden sich Daten zu den Flüssen Donau, Altmühl, Naab, Regen, Isar, Tiroler Achen, Iller, Lech, Inn und Main. An den meisten Flüssen in Südbayern sind große Teile der ehemaligen Überschwemmungsflächen verloren gegangen, abschnittsweise finden sich aber Wälder mit erhaltenem Auwaldcharakter (Abb. 85, Anhang). Der Main in

⁴ Traunstein, Rosenheim, Weilheim, Kempten, Deggendorf, Landshut, München, Ingolstadt, Donauwörth, Regensburg, Weiden, Nürnberg, Ansbach, Hof, Kronach, Bad Kissingen und Aschaffenburg

Nordbayern gilt in weiten Teilen als stark verändert (Abb. 85, Anhang), eine großräumige Renaturierung ist geplant. Besonders hervorzuheben sind die Isar und Donau, die in einigen Abschnitten noch größere, naturnahe Auwaldareale besitzen: die Isar im alpinen Abschnitt und an der Isarmündung (bei Deggendorf), die Donau im Bereich um Ingolstadt. Teile der Flusslandschaften beider Flüsse haben überregionalen Schutzstatus (Natura2000).

Aufgrund der großen Anzahl renaturierter Flussgebiete (>800) und naturnaher Flusslandschaften wurde eine Auswahl der Flussgebiete beprobt (Abb. 12, Tab. 10). Ausgewählt wurden Flüsse die großräumig renaturiert oder in weiten Teilen naturnah sind. Die Annahme hierbei war, dass diese Flusslandschaften den stärksten Einfluss auf die Ökologie des betreffenden Einzugsgebietes hätten, und somit am meisten der vermuteten Präferenz von *D. reticulatus* für auwaldähnliche Habitats entsprechen.

1.2. Liste zu beprobender Gebiete

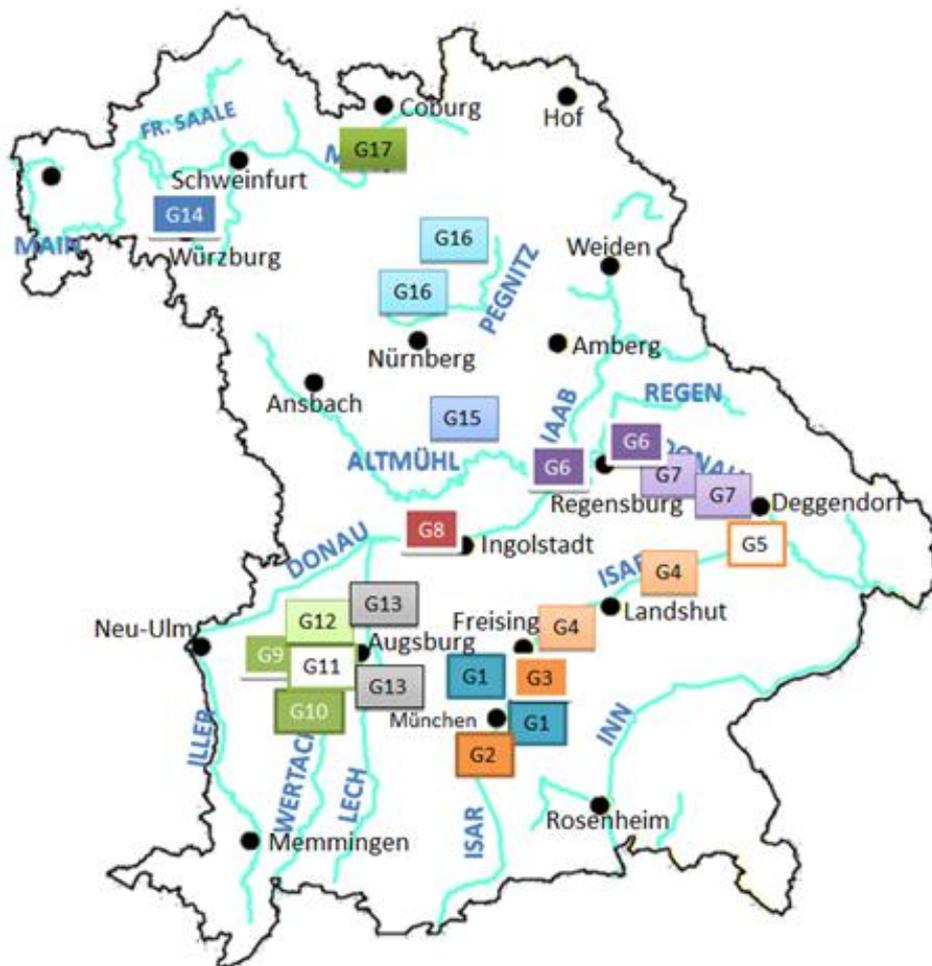


Abb. 13 Schematische Darstellung der zur Beprobung ausgewählten Sammelgebiete.

Aus den Gebieten der Habitatsliste (Abb. 12, Tab. 10) wurde eine Liste zu beprobender

Gebiete erstellt. Nahe zusammenliegende Gebiete wurden in ein Gebiet zusammengefasst (z.B. der Standort Veitshöchheim und die Fundortmeldungen bei Würzburg, Entfernung zwischen den Standorten ca. 5km). Große Gebiete wurden in Teilgebiete unterteilt (z.B. Isarauen G2 – G5) (Abb. 13). Alle historisch erwähnten Gebiete und alle gemeldeten Fundorte wurden zur Beprobung eingeplant. Sammlungen im historisch erwähnten Gebiet Neustadt-Aisch mussten zweimal witterungsbedingt abgebrochen werden. Zudem wurden 5 Flussgebiete zur Beprobung ausgewählt (Tab. 10). Ausgewählt wurden Gebiete, die in der Nähe historischer oder gemeldeter Fundorte lagen. Die Annahme war, dass die Fundwahrscheinlichkeit von *D. reticulatus* dort höher sei, da eine Verbreitung durch potentielle Wirte stattfinden kann (Estrada-Peña et al. 2006). Es ergaben sich 17 Sammelgebiete, im Folgenden bezeichnet als G1-G17 (Abb. 13).

1.3. Standortauswahl

In den ausgewählten Sammelgebieten wurden 61 Standorte beprobt. In Gebieten mit präzisen geographischen Angaben zu *D. reticulatus* Vorkommen wurde das gesamte benannte Gebiet untersucht. In Gebieten, die großräumige Areale umfassten, wurden zur möglichst genauen Untersuchung stichprobenartig Standorte in Waldstücken an Flüssen oder Seen im gesamten Gebiet ausgewählt. Um einen Eindruck von der Größe des Gebietes, sowie der Landschaftsstrukturen zu bekommen, wurden die Gebiete auf der digitalen Satellitenkarte von Google Maps (Satellit-Hybrid und topographisch) gesichtet. Es wurde versucht, Waldstücke in jedem Abschnitt des Gebietes in die Sammlungen miteinzubeziehen.

2. Durchführung der Feldstudie

2.1. Beprobungsschema

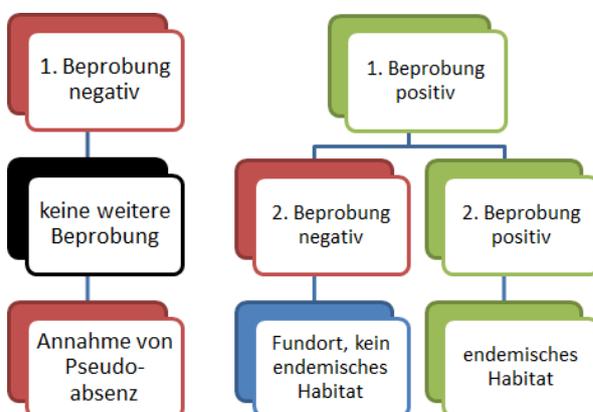


Abb. 14 Beprobungsschema zur Evaluierung endemischer Habitate

Die Standorte wurden während der Frühjahrs- oder Herbstaktivität adulter *D. reticulatus*

in den Jahren 2010-2013 beprobt. Aufgrund der großen Anzahl zu evaluierender Standorte wurden negativ beprobte Standorte nur einmal untersucht. Für diese Standorte wurde eine Pseudoabsenz angenommen (Abb. 14). Der Begriff der Pseudoabsenz soll zum Ausdruck bringen, dass *D. reticulatus* am Standort vermutlich absent ist, dass die Absenz aber möglicherweise fälschlicherweise angenommen wird, da sich *D. reticulatus* z.B. in nicht zugänglichen Bereichen des Standortes befindet (Niederberger 2008, Senay et al. 2013), oder am Sammeltag aufgrund diurnaler Aktivität nicht aktiv auf Wirtssuche war. Positiv evaluierte Standorte wurden in einer folgenden Aktivitätsperiode erneut beprobt. Gebiete, die in zwei Aktivitätsperioden positiv beprobt wurden, wurden als endemisch betrachtet (Abb. 14).

2.2. Sammelmethode

Als Sammelmethode wurde die Fahnen-Flaggen-Methode (MacLeod 1935) verwendet. Dabei wird eine Molton Flagge (schwere Baumwolle – in dieser Arbeit 1,0 m * 1,5 m – befestigt an einer Holzstange) horizontal über die bodennahe Vegetation gezogen. Die Flagge dient als künstlicher Wirt, an den sich wirtssuchende Zecken anheften. In regelmäßigen Abständen (in dieser Arbeit nach 10 Schritten) wurde die Fahne auf angeheftete Zecken untersucht. Die angehefteten Zecken wurden mit einer Edelstahlpinzette abgesammelt und bis zur weiteren Verwendung in verschraubbare, nummerierte 15 ml-Zentrifugenröhrchen gegeben. Diese waren zur Konservierung der Zecken gefüllt mit 10 ml 70%igem Ethanol (vergällt). Die verschlossenen Sammelröhrchen wurden bei Raumtemperatur aufbewahrt.

2.3. Planung der Sammelrouten

An den zur Beprobung ausgewählten Standorten wurde, soweit es standortbedingt möglich war, den Gewässern im Gebiet gefolgt. Abgeflaggt wurde vor allem die Vegetation entlang der Gewässer, die Randbereiche von Ökotonen und Lichtungen und die Vegetation in der Nähe von pfadartig niedergedrücktem Gras (mögliches Anzeichen für Wildquerung). Da für *D. reticulatus* keine Präferenzen für Vegetationstypen und Sonnenintensitäten bekannt sind, wurde die gesamte Flora in sonnigen und schattigen Arealen abgeflaggt. Bei deutlichem Wechsel der Vegetationsform (z.B. Gräser – Hecke) innerhalb des festgesetzten Schritintervalls wurde die Fahne am Vegetationsübergang kontrolliert, damit beim Auffinden von *D. reticulatus* eine genaue Zuordnung zu Vegetationstyp und -höhe möglich war.

2.4. Dokumentation der Sammlung

Tab. 11 Dokumentation der beprobten Standorte und Dokumentation der *D. reticulatus* Fundorte.

Basisdokumentation an allen beprobten Standorten	Zusätzliche Dokumentation an <i>D. reticulatus</i> Fundorten
Standortname	
Koordinaten	Koordinaten
Geländehöhe	Geländehöhe
Topographie	Topographie
Sammeldatum	
Nummer des Sammelröhrchen	
Habitatstypen und -zusammensetzung	Habitatstyp und kleinräumliche Habitatsverzahnung
Urbanisierung und Nutzung des Waldstückes	
Bestandsbildende Vegetation	Vegetationskomplex am Fundort
Vorkommen größerer Wildtiere	Wildtiervorkommen
Foto	Foto

Für jeden Standort wurde tabellarisch eine Basisdokumentation durchgeführt (Tab. 11). Zudem wurden Tagestemperatur, Luftfeuchtigkeit und Bodentemperatur an den Sammelstandorten gemessen. Geländekoordinaten und -höhe wurden zu Beginn der Sammlung mit einem mobilen Navigationsgerät (Garmin® GPSmap 60CSx) ermittelt. Die Geländedaten wurden am PC mit dem Programm GPS Babel ausgelesen. Lufttemperatur (°C) und Luftfeuchtigkeit (%) wurden mit einem Thermohygrometer (P33 Handmessgerät, Carl Roth GmbH Karlsruhe, Deutschland), 50 cm über dem Boden, zu Beginn der Sammlung gemessen. Die Bodentemperatur wurde mit einem Einstichthermometer (Hersteller nicht bekannt) zu Beginn der Sammlung in 5 cm Tiefe bestimmt. Die Klassifizierung der bestandsbildenden Vegetation erfolgte gemäß Beschreibungen in der Literatur (Oberdorfer 2001). Daten zu Vorkommen größerer Wildtiere wurden den Wildtiervorkommenskarten in Bayern (Imm et al. 2009) entnommen. An Standorten, an denen *D. reticulatus* gefunden wurde, wurde am Fundort eine zusätzliche Dokumentation durchgeführt, um exakte Daten zur Charakterisierung des *D. reticulatus* Habitates zu erhalten (Tab. 11).

3. Beprobte Standorte

Im Folgenden werden die beprobten Standorte charakterisiert. Eine Auflistung bestandsbildender Pflanzenarten in Strauch- und Baumschicht findet sich in Tab. 12, die Auflistung erfolgt entsprechend des Habitattyps. Die in Tab. 12 verwendeten Bezeichnungen beziehen sich auf die Fachbezeichnungen in Tab. 35 (Anhang).

Tab. 12 Bestandsbildende Vegetation an beprobten Standorten. Verwendete Pflanzen- und Tiernamen beziehen sich, falls nicht anders angegeben, auf die in Tab. 35 (Anhang) aufgeführten Fachbezeichnungen.

Gebiet	Gräser/Moose/Strauchschicht	Laubbäume											Nadelbäume	
		E	Es	A	U	L	B	Er	HB	W	P	K	F	T
Wiesenfläche														
Daglfing	Diverse Gräser (Poales), Feldahorn			+										
Margetshöchheim	Extensiv genutzte Naturwiese mit Seggengräsern, Kletten-Labkraut, Disteln. Im Waldteil des Standortes dichte Strauchschicht aus großer Brennnessel, gemeiner Brombeere	+					+						+	+
Gebrunn	Üppige Gräderschicht (Poales), z.B. Fiederzwenken (<i>Brachypodium pinnatum</i>) und Trespen (<i>Bromus</i> spp.), Disteln, Kletten. Sonstige Arten: niedrigwüchsige Schlehen													
Sandrasenfläche														
Pfaffenberg, Würzburg	Im Bereich des sonnenexponierten Hanges karge Strauchschicht: Gräser (Poales) in niedriger Wuchshöhe bis zu 20cm, Silberdistel und Kletten, Berberitzen. Im Bereich des Mischwaldes gemeine Brombeere, Efeu													
Grasheide mit Kiefernwald														
Mallertshofer Holz	Üppige Vorkommen von Moosen, Weißdorn, schwarzer Holunder, echter Kreuzdorn, gemeine Brombeere, Himbeere, Waldveilchen, weißes Labkraut. Bergahorn. Viel Rehwild	+		+		+							+	
Niedermoorwald/Moorbirkenwald														
Inhausen – Dachauer Moos	Üppige Vorkommen diverser Gräser (Poales) und Moose, Farne (<i>Polypodiopsida</i> spp.), Pilze, Baumschwämme (<i>Fomitopsis pinicola</i>). Sonstige Arten: Moorbirke. Schwarzwild und Rehwild	+	+											+
Schwarzhölzl	Üppige Vorkommen von gemeiner Brombeere, großer Brennnessel, Giersch, Kletten-Labkraut. Sonstige Arten: Moorbirke, Schwarzkiefer	+	+				+	+					+	+
Zengermoos	Üppige Vorkommen von Gräsern (Poales), Seggen, Springkraut, Brennnessel, gemeiner Brombeere, Labkraut, kanadische Goldrute, Kratzbeere. Sonstige Arten: Moorbirke, Traubenkirsche, Haselnuss, Vogelkirsche. Rehwild und Rotwild	+	+	+					+	+			+	+
Mischwald mit Gewässer														
Mühlhausen, Süd	Moose, Farne, große Brennnessel. Strauchschicht im südlichen Teil entlang des Baches üppig.		+				+						+	+

Gebiet	Gräser/Moose/Strauchschicht	Laubbäume										Nadelbäume			
		E	Es	A	U	L	B	Er	HB	W	P	K	F	T	
Mischwald, Übergang in Nadelwald															
Dehnberg	Im Mischwaldbereich dichte Strauchschicht mit Gräsern (Poales), Goldrute, Silberdistel, Ampfer. Sonstige Arten: Birke. Im Nadelwaldbereich Moose und Schachtelhalm	+		+									+	+	+
Pegnitz	Dichte Schicht aus Gräsern (Poales), vor allem Rispengräser, Schwingel. Unter den Nadelbäumen wenig dichte Moose, Farne, Taubnessel. Flussbegleitend große Brennnessel. Sonstige Arten: Birke			+			+			+	+	+	+		
Hangmischwälder mit Gewässer															
Straßlach, oberes Isartal	Hirschzungen-Farn, Wald-Geißblatt, gemeine Brombeere, Große Brennnessel. Rehwild und Schwarzwild		+	+	+		+								+
Bach an der Donau	Dichte Gräser (Poales), sumpfige Lichtungsflächen, flussbegleitend: Farne. Sonstige Arten: Kastanien (<i>Castanea</i> spp.), Moose. Schwarzwild	+		+			+	+					+	+	
Frauenzell/Wiesent	Im Uferbereich des Baches: Schilfgewächse (<i>Phragmites australis</i>), auf der Lichtung: Gräser, viele Seggen. Sonstige Arten: Schwarzerle			+			+	+					+	+	
Pillnach	Moorige Wiesen mit diversen Gräserarten (Poales)			+			+						+	+	
Elmischwang	Gräser in Mischwaldbereichen und Birkenbeständen, Moose in Nadelbaumbereichen, Schwarzwild, Rehwild	+	+				+						+	+	+
Veitshöchheim	Strauchschicht dicht: gemeine Brombeere, Brennnessel	+					+						+	+	
Flusslandschaft mit Auwaldcharakter															
Unteres Isartal zwischen München und Plattling	Ackerwinde, Echter Hopfen, gewöhnliche Waldrebe, gemeiner Efeu, gewöhnliche Berberitze, Kornelkirsche, Springkraut, gemeine Brombeere, Goldrute, große Brennnessel. Sonstige Arten: Traubenkirsche. Auf Böden mit hoher Feuchtigkeit: Schilfrohr, Rohrkolben, Binsengewächse. Auf trockenen, sonnenexponierte Wiesenflächen: Gräser (Poales)	+	+	+				+						+	+
Isarmündung	Auf sumpfigen Wiesenbereichen: Binsengewächse. Im Uferbereich: Röhrichte mit Schilfrohr und Rohrglanzgras. Flussnah: große Brennnessel, Echter Beinwell, Zaubwinde. Sonstige Arten: Schlehengewächse	+	+		+	+		+		+	+				

Gebiet	Gräser/Moose/Strauchschicht	Laubbäume										Nadelbäume		
		E	Es	A	U	L	B	Er	HB	W	P	K	F	T
Tegernheim – Donauniederung	Im Uferbereich: Röhrichtpflanzen, z.B. Schilfrohr, Rohrkolben und Feuchtwiesen mit Binsengewächsen		+		+			+		+	+			
Donauniederung bei Bergheim	Dichte Strauchschicht: Rohrglanzgras in Ufernähe, große Brennnessel, Springkraut, gemeine Brombeere. Sonstige Arten: roter Hartriegel, schwarzer Holunder. Schwarzwild, Rehwild	+	+							+	+			
Bittenbrunn	Im beprobten Teil kein Auwaldcharakter! Strauchschicht üppig: gemeine Brombeere, Springkraut, Kletten-Labkraut, große Brennnessel. Binsengewächse an Waldtümpel		+				+	+				+	+	+
Oberottmarshausen	Rohrglanzgras, Goldrute, Springkraut, große Brennnessel, gemeine Brombeere. Binsengewächse auf Feuchtwiesen. Schwarzwild und Rehwild		+	+			+	+		+	+	+	+	
Langweid	Rohrglanzgras, Knäuelgras, Goldrute, Springkraut, große Brennnessel, gemeine Brombeere. Schwarzwild und Rehwild		+	+			+	+		+		+	+	
Mainaue	Im Uferbereich und auf Maininseln Röhrichte, mit Rohrkolben und Schilfrohr. Ausgedehnte Hochstaudenfluren mit großer Brennnessel, Giersch, Kletten-Labkraut, viele Gräser (Poales), große Grünwiesenflächen	+	+				+						+	
Flussbegleitende Flur														
Sinzing	Im Waldbereich dichte Strauchschicht aus Farnen, großer Brennnessel und gemeiner Brombeere. Entlang des Flusses dichte Strauchschicht aus Springkraut, großer Brennnessel, Brombeere	+	+	+			+					+	+	+
Hangmischwälder ohne Gewässernähe														
Ichenhausen	Spärlich ausgeprägte Strauchschicht	+		+			+						+	+
Grimoldsried	Üppige Gräservorkommen (Poales) in Mischwaldbereichen. Moose in Nadelbaumbereichen. Schwarzwild und Rehwild	+	+				+					+	+	+
Langeneufnach	Üppige Gräservorkommen (Poales) in Mischwaldbereichen. Moose in Nadelbaumbereichen. Schwarzwild und Rehwild	+	+				+					+	+	+
Dinkelscherben	Strauchschicht eher spärlich, Gräser (Poales) in kleinen Gruppen. Schwarzwild und Rehwild	+	+	+			+					+	+	
Wörleschwang	Gräser (Poales) in kleinen Gruppen, Moose, Weißklee	+	+	+			+					+	+	+

Gebiet	Gräser/Moose/Strauchschicht	Laubbäume										Nadelbäume			
		E	Es	A	U	L	B	Er	HB	W	P	K	F	T	
Rommelsried	Üppige Strauchschicht. Vereinzelt Schlehengewächse. Schwarzwild und Rehwild	+	+	+			+						+	+	
Horgau	Gräser (Poales) in kleinen Gruppen, Moose, Weißklee, Brennnessel, gemeine Brombeere, Seggengräser. Sonstige Arten: Birke	+	+	+			+						+	+	+
Mühlhausen, nördlicher Abschnitt	Gräser (Poales) meist üppig. Seggengräser an Birkenbeständen. Dichte Schicht aus trockenem Laubstreu. Sonstige Arten: Birke	+	+	+			+						+	+	+
Areale an Seen															
Rothsee	Binsengewächse, Grünwiesenfläche	+					+								+
Emersacker	Lichtungsfäche mit Seggengräsern an einem See. Direkt am See Binsengewächse mit üppiger Gräser- und Strauchschicht. Sonstige Arten: Schlehengewächse	+	+	+			+						+	+	
Welden	Waldtümpel mit Binsengewächsen und Wiesenflächen. Im Wald üppige Vorkommen von Weißklee und Moosen	+	+				+						+	+	+
Stadtspark															
Sieboldswaldchen	Strauchschicht wechselnd dicht, zum Teil nur Wiesenfläche. In den Mischwaldbereichen dichte Strauchschicht aus gemeiner Brombeere und Efeu	E*	+	+			+						+		
Aberdeen Park	Ausgedehnte Grünwiesenfläche. Gruppierte Bestände von Seggengräsern, junge Laubbäume.		+	+		+									

A = Ahorn (*Acer* spp.), B = Rotbuche (*Fagus sylvatica*), E = Eiche (*Quercus* spp.), Es = Esche (*Fraxinus* spp.), Er = Erle (*Alnus* spp.), F = Fichte (*Picea* spp.), HB = Hainbuche (*Carpinus betulus*), K = Kiefer (*Pinus* spp.), L = Linde (*Tilia* spp), P = Pappel, T = Tanne (*Abies* spp), U = Ulme (*Ulmus* spp.), W = Weide

3.1. Großraum München (Gebiet G1)

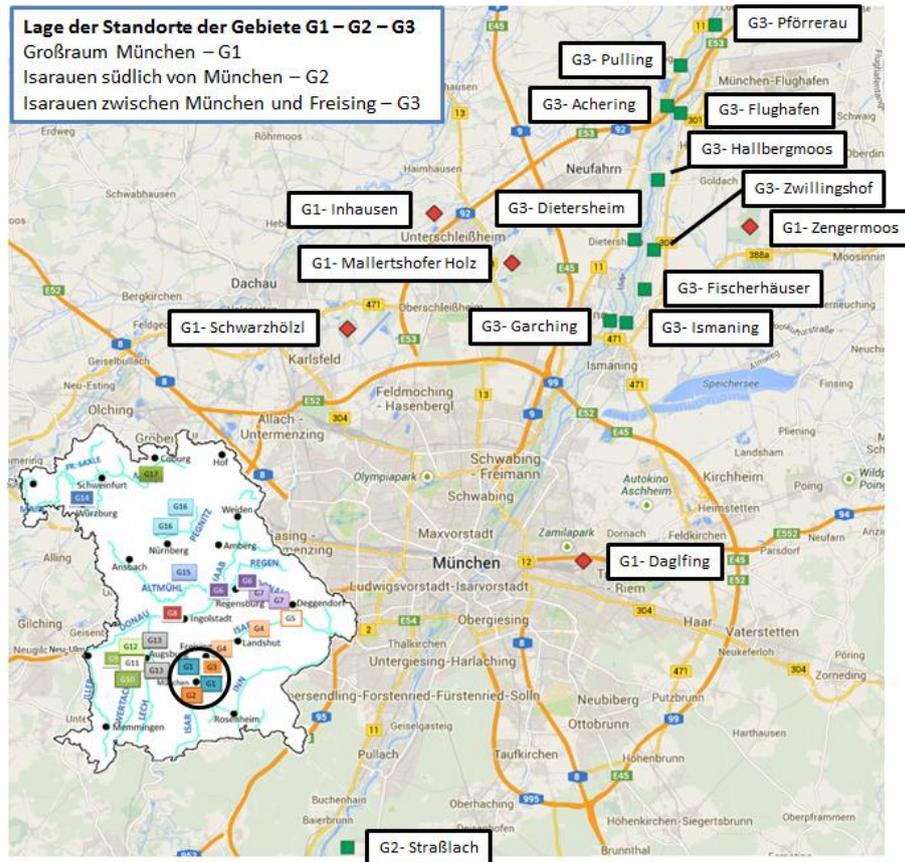


Abb. 15 Beprobte Standorte im Großraum München (Gebiet G1), an den Isarauen im oberen Isartal (G2) und im unteren Isartal (G3, G4); rote Markierungen = isardistant Standorte, grüne Markierungen = isarnah Standorte.

Im Großraum München (Sammelgebiet G1) wurden fünf Standorte beprobt (Abb. 15 bis Abb. 18), darunter das historisch erwähnte Daglfing (Zahler et al. 2000a) und das „Mallertshofer Holz“ bei Unterschleißheim (Fundortmeldung). Zusätzlich wurden drei Waldstücke im Norden von München beprobt, da in den ca. 5km – 10km entfernten Isarauen zahlreiche *D. reticulatus* gefunden wurden. Ziel war, eine mögliche Ausbreitung von *D. reticulatus* in diese angrenzenden Wälder zu überprüfen.



Abb. 16 a) Standort Daglfing ($48^{\circ} 8' 18.81''\text{N}/11^{\circ} 39' 18.42''\text{E}$, 514m); b) Standort Mallertshofer Holz ($48^{\circ} 16' 11.26''\text{N}/11^{\circ} 36' 37.83''\text{E}$, 478m)

Der Standort Daglfing (Abb. 15, Abb. 16a) ist eine ca. 15ha große, sonnenexponierte,

extensiv genutzte Wiesenfläche im östlichen Stadtgebiet von München. In der Mitte befindet sich der „Hüllgraben“. Die Wiese wird von Spaziergängern, vor allem Hundebesitzern, regelmäßig frequentiert.

Der Standort „Mallertshofer Holz“ (Abb. 15, Abb. 16b) ist ein ca. 600ha großes Naturschutzgebiet 5 km nördlich von München. Das Biotop besteht aus Magerwiesen (Kalk-trockenrasen), Kiefern-mischwäldern (*Pinus* spp.) und offenen Kiesflächen. Das Gebiet ist umgeben von Schafweiden und wird als Naherholungsgebiet genutzt.



Abb. 17 Standort Zengermoos (48° 17' 21.39"N/11° 46' 1.19"E, 472m)

Der Standort Zengermoos (Abb. 15, Abb. 17) ist ein ca. 440 ha großes Waldgebiet, ca. 15 km nordöstlich der Münchner Stadtgrenze. 220 ha des Gebietes stehen als Moorbirkenwald (*Betula pubescens*) unter Landschaftsschutz (Bayerisches Landesamt für Umwelt, LfU). Moorbirkenbestände sind verzahnt mit Mischwaldbereichen mit üppiger Grärschicht. Der Wald ist durchzogen von kleinen Bachläufen, und wird regelmäßig von Fußgängern frequentiert.



Abb. 18 a) Standort Inhausen (48° 17' 43.08"N/11° 33' 18.45"E, 473m); b) Standort Schwarzhölzl (48° 14' 34.89"N/11° 29' 47.87"E, 486m)

Der Standort Inhausen (Abb. 15, Abb. 18a) ist ein ca. 300 ha großes Mischwaldgebiet nördlich des Unterschleißheimer Sees, ca. 10 km nördlich des Münchner Stadtrandes. Der Standort Schwarzhölzl (Abb. 15, Abb. 18b) ist ein ca. 80 ha großes Mischwald- und Naturschutzgebiet bei Dachau, ca. 5 km nördlich der Münchner Stadtgrenze. Beide Standorte gehören zum Dachauer Moos und haben teilweise Niedermoorcharakter. An

beiden Standorten finden sich zahlreiche kleine Gewässer, die Vegetation ist üppig und artenreich. Die Gebiete sind als Naherholungsziel von Fußgängern und Reitern stark frequentiert.

3.2. Isarauen (Gebiete G2, G3, G4, G5)

Die Isarauen nördlich von München wurden aufgrund eines gemeldeten Fundortes und in der Literatur erwähnter Zeckenfunde (Silaghi et al. 2011) beprobt. Aufgrund zahlreicher eigener *D. reticulatus* Funden an den Isarauen, wurden die Sammlungen an der Isar verstärkt, an vier Abschnitten, durchgeführt:

- Gebiet G2: Isarauen südlich von München, „oberes Isartal“, ein Standort (Abb. 15, Abb. 19)
- Gebiet G3: unteres Isartal : Isarauen zwischen München und Freising, 10 Standorte (Abb. 15, Abb. 20a)
- Gebiet G4: unteres Isartal: Isarauen zwischen Freising und Plattling, acht Standorte (Abb. 20b, Abb. 21)
- Gebiet G5: Isarmündung bei Deggendorf, sechs Standorte (Abb. 22, Abb. 23)

Die beprobten Standorte im unteren Isartal wurden zur Auswertung in zwei Gebiete aufgeteilt. Als Aufteilungspunkt wurde Freising gewählt, da die Siedlungsfläche der Stadt die Isarauen dort fast komplett zerschneidet.

Isarauen München Süd (Gebiet G2)



Abb. 19 Standort Straßlach (48° 0' 31.43"N 11° 29' 45.94"E, Höhe 635 m) (nachfotografiert im Herbst 2012)

Im oberen Isartal wurden die Isarauen bei Straßlach (Abb. 19), ca. sieben km südlich von München, beprobt (Abb. 15). Das obere Isartal ist durch die steilen Isareinhänge geprägt. Die Wälder am Standort sind abwechselnd Hangmischwälder mit wechselnd dichter Strauchschicht oder forstwirtschaftlich genutzte Fichtenmonokulturen (*Picea* spp.) ohne Kraut- und Strauchschicht. Das Areal ist ein stark frequentiertes Naherho-

lungsziel.

Unteres Isartal: München Nord bis Freising (Gebiet G3) und Freising bis Plattling (Gebiet G4)



Abb. 20 Beispielbilder für die Vegetation der unteren Isarauen. a) unteres Isartal zwischen München und Freising: Standort Zwillingshof ($48^{\circ}16'56.82''N/11^{\circ}42'11.52''E$, 481m); b) unteres Isartal zwischen Freising und Plattling: Standort Niederhummel ($48^{\circ}25'54.09''N/11^{\circ}53'19.42''E$, 425m)

Im unteren Isartal zwischen München und Freising (G3) wurden die Isarauen auf einer Länge von ca. 16 Flusskilometern an sechs aneinander angrenzenden Standorten am Ostufer und vier aneinander angrenzenden Standorten am Westufer beprobt (Abb. 15, Abb. 20a). Der südlichste beprobte Standort war Ismaning, der nördlichste beprobte Standort war Freising Süd (ca. 500m vor der Stadtgrenze) (Abb. 15).

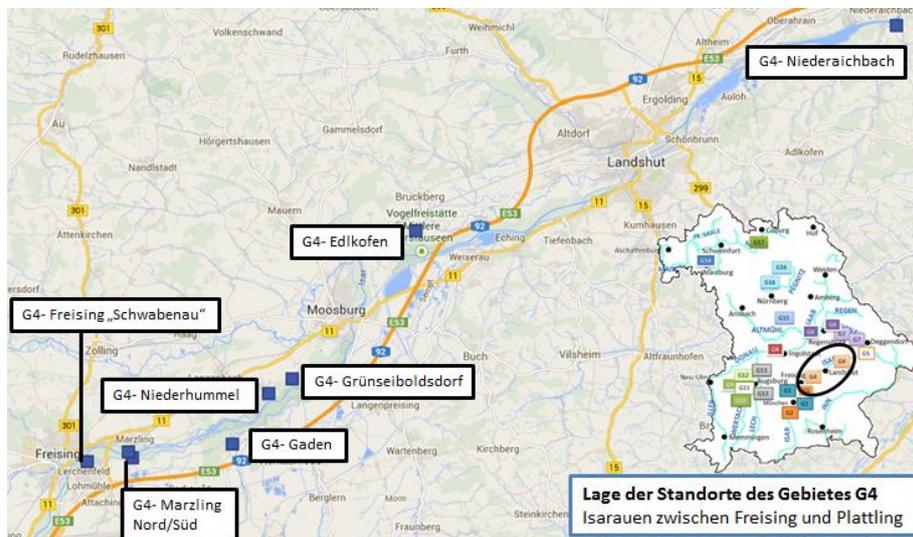


Abb. 21 Beprobte Standorte im Gebiet der unteren Isarauen zwischen Freising und Plattling (G4).

Im unteren Isartal zwischen Freising und Plattling (G4) wurden die Isarauen auf einer Länge von ca. 50 km an acht nicht miteinander verbundenen Standorten beprobt (Abb. 20b, Abb. 21). Eine detaillierte Auflistung aller beprobten Standorte des unteren Isartals (G3, G4) findet sich in Tab. 13.

Tab. 13 Beprobte Standorte der unteren Isarauen (G3 und G4)

Untere Isarauen zwischen München und Freising (Gebiet G3)	
Standort	Koordinaten und Geländehöhe
Ostufer	
Ismaning (mit Fischerhäuser)	48°15'3.69"N/11°41'3.82"E, 483m
Fischerhäuser	48°16'7.39"N /11°41'53.55"E, 477m
Flughafen	48°18'44.34"N/11°42'8.74"E, 459m
Hallbergmoos	48°18'44.34"N/11°42'8.74"E, 465m
Pförrerau (Freising Süd)	48°22' 49.79"N/11°44' 37.30"E, 437m
Zwillingshof (bis Fischerhäuser, bzw. bis Hallbergmoos)	48°16'56.82"N/11°42'11.52"E, 481m
Westufer	
Garching (mit Mintraching)	48°14'36.82"N/11°40'18.42"E, 488m
Dietersheim	48°16' 49.73"N/11°41' 18.92"E, 464m
Pulling (mit Mintraching)	48°21' 42.82"N/11°43' 12.02"E, 447m
Achering (bis Garching Nord)	48°22'6.42"N/11°43'55.69"E, 455m
Untere Isarauen zwischen Freising und Plattling (Gebiet G4)	
Untere Schwabenu	48°24' 0.27"N/11°45' 40.64"E, 443m
Marzling Nord	48°24' 15.09"/11°47' 30.10", 440m
Marzling Süd	48°24' 6.38"N/11°47' 34.74"E, 440m
Gaden	48°24' 30.12"N/11°51' 47.88"E, 433m
Niederhummel	48°25' 54.09"N/11°53' 19.42"E, 425m
Grünseiboldsdorf	48°26' 18.38"N/11°54' 18.59"E, 420m
Edlkofen	48°30' 27.89"N/11°59' 29.97"E, 403m
Niederaichbach	48°36' 13.02"N/12°19' 39.98"E, 410m

An allen beprobten Standorten des unteren Isartals befinden sich flussbegleitende Mischwälder mit artenreicher und üppiger Vegetation, und teilweise auwaldähnlichem Charakter (Abb. 20). Die Mischwaldbereiche sind kleinräumig verzahnt mit Nadelwaldbereichen, Wiesenflächen (mit teilweise moorigem Charakter) und Kiesflächen im Uferbereich. In den Mischwaldbereichen ist die Strauchschicht üppig, in Nadelwaldbereichen wechselnd – wenig bis gar nicht – ausgeprägt. Die Isarauen sind ein stark frequentiertes Naherholungsziel, und überregionales Tourismusziel für Radfahrer und Wanderer. Im Areal findet sich eine Vielzahl an Wildtieren (Tab. 14). An größeren Wildtieren finden sich Rehwild, Schwarzwild und Rotwild (Imm et al., 2009).

Tab. 14 Wildtiervorkommen an den unteren Isarauen, zusammengefasst nach Imm et al. 2009

Vorkommen von Haarwild	Vorkommen von Federwild
Feldhase (<i>Lepus europaeus</i>)	Fasan (<i>Phasianus colchicus</i>)
Wildkaninchen (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	Wachtel (<i>Coturnix coturnix</i>)
Steinmarder (<i>Martes foina</i>)	Waldschnepe (<i>Scolopax rusticola</i>)
Baumwilder (<i>Martes martes</i>)	Rabenkrähe (<i>Corvus corone corone</i>)
Waldiltis (<i>Mustela putorius</i>)	
Hermelin (<i>Mustela erminea</i>)	
Mauswiesel (<i>Mustela nivalis</i>)	
Dachs (<i>Meles meles</i>)	
Biber (<i>Castor fiber</i>)	

Isarmündung (Gebiet G5)

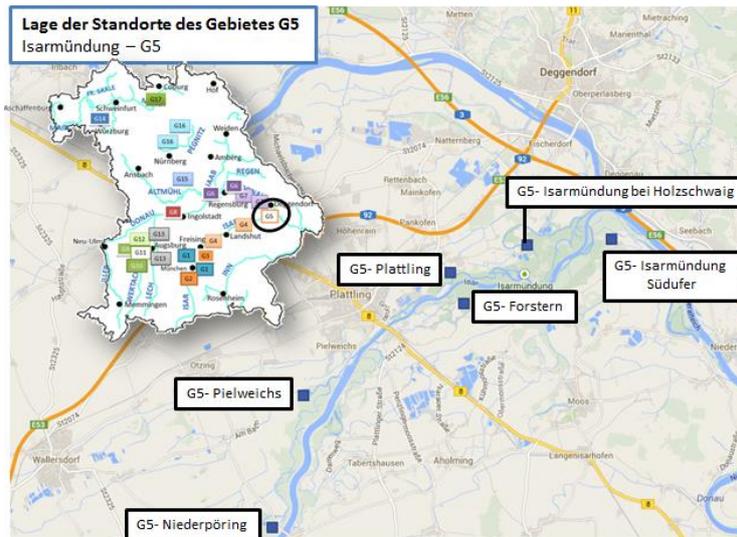


Abb. 22 Beprobte Standorte im Gebiet der Isarmündung (G5)



Abb. 23 Beispielbilder für die Vegetation der Isarmündung. a) Standort Isarmündung Nordufer (48° 47' 40.39"N/12° 56' 27.33"E, 319 m); b) Standort Isarmündung Südufer (48° 47' 46.04"N/12° 58' 30.08"E, 382 m).

Tab. 15 Beprobte Standorte im Bereich der Isarmündung (G5)

Standort	Koordinaten und Geländehöhe
Niederpörling	48°43' 5.34"N/12°50' 13.38"E, 325 m
Pielweichs	48°45' 13.82"N/12°50' 59.65"E, 319m
Plattling	48°47' 13.57"N/12°54' 34.47"E, 309 m
Forstern	48°46' 43.49"N/12°54' 54.63"E, 319 m
Isarmündung b. Holzschwaig/Nordufer	48°47' 40.39"N/12°56' 27.33"E, 319 m
Isarmündung am Südufer	48°47' 46.04"N/12°58' 30.08"E, 382 m

Im Bereich der Isarmündung wurden sechs Standorte (Tab. 15) auf einer Länge von ca. 20 Flusskilometern beprobt (Abb. 22, Abb. 23). Die Vegetation im Isarmündungsbe- reich hat, im Gegensatz zum unteren Isartal, oft einen deutlicheren Auwaldcharakter. So finden sich Anzeichen regelmäßig auftretender Überschwemmungen mit typischen Pflanzensorten der Weichholzaue (Abb. 6). Des Weiteren finden sich im Gebiet ausge- dehnte Wiesenbereiche, mit sumpfig-moorigem Charakter und darauf nur vereinzelt

wachsenden Laubbäumen (Abb. 23). Im Gebiet gibt es zahlreiche kleine Wasserläufe und Tümpel. Das Gebiet wird regelmäßig von Spaziergängern frequentiert.

3.3. Regensburg (Gebiete G6 und G7)



Abb. 24 Beprobte Standorte im Gebiet Regensburg (G6, grüne Markierung) und Regensburg Ost (G7, rote Markierung).

Im Großraum Regensburg wurden zwei Abschnitte beprobt (Abb. 24):

- Gebiet G6: zwei Standorte im Stadtgebiet und ein Standort westlich von Regensburg (Abb. 25, Abb. 26)
- Gebiet G7: drei Standorte im Regensburger Wald, östlich von Regensburg (Abb. 27, Abb. 28)

Regensburg (G6)



Abb. 25 a) Standort Tegernheim ($49^{\circ} 1' 3.49''\text{N}/12^{\circ} 9' 56.13''\text{E}$, 319m); b) Standort Sinzing ($48^{\circ} 59' 25.63''\text{N}/12^{\circ} 0' 41.89''\text{E}$, 382m)

Der Standort Tegernheim (Abb. 24, Abb. 25a) liegt im östlichen Stadtgebiet von Regensburg. Er grenzt direkt an die Donau an. Am Standort befinden sich flussbegleitende, schmale Waldstreifen und ausgedehnte Feuchtwiesenflächen. Durch die starke Wasserdynamik des Flusses finden sich in Gewässernähe ausgedehnte Schlamm- und Kiesbänke mit Röhrichtpflanzen⁵. Der Standort ist als Naherholungsgebiet stark frequentiert.

Der Standort Sinzing (Abb. 24, Abb. 25b) liegt ca. 10 km westlich von Regensburg, in

⁵ Röhrichtpflanzen, z.B. Schilfrohr (*Phragmites australis*), Rohrkolben (*Typha* spp.) und Rohr-Glanzgras (*Phalaris arundinacea*) finden sich im Flachwasserbereich oder im Uferbereich von Gewässern (Oberdorfer 2001).

einem ca. 34 km² großen Mischwaldgebiet, das sich zwischen der Schwarzen Laber und der Naab erstreckt. Beprobte Teile des Mischwaldes im nördlichen Bereich, die sich durch üppige Strauchschicht und Hanglage auszeichnen. Zudem wurde das Gebiet entlang der schwarzen Laber beprobt, wo sich üppige Vorkommen typischer flussbegleitender Pflanzen, z.B. große Brennnessel (*Urtica dioica*) und Röhrichtpflanzen finden.



Abb. 26 Standort Aberdeenpark (49° 2' 41.85"/12° 6' 19.30", 389m)

Der Aberdeenpark ist ein ca. 20 ha großes Areal im nördlichen Stadtgebiet von Regensburg (Abb. 24, Abb. 26). Von dort wurden *D. reticulatus* Funde auf der Vegetation berichtet (Zahler et al. 2000b). Der hochkultivierte Standort zeichnet sich durch ausgedehnte Grünwiesenflächen mit zahlreichen jungen Laubbäumen aus. Das Areal wird, vor allem von den Anwohnern, regelmäßig als Naherholungsziel frequentiert.

Regensburg Ost (G7)

Alle beprobten Standorte im Gebiet Regensburg Ost (G7) – Bach an der Donau, Frauenzell/Wiesent und Pillnach (Abb. 27, Abb. 28) – liegen ca. 12 km-30 km östlich von Regensburg im Regensburger Wald (Abb. 24). Der Regensburger Wald ist ein ca. 183 km² großes Mischwaldgebiet, das sich nördlich der Donau zwischen Regensburg und Steinach bei Straubing, erstreckt. An allen beprobten Standorten finden sich Hangmischwälder, die wechselnd aus Nadelbaumbeständen mit spärlicher Strauchschicht und Mischwaldbereichen mit üppiger Strauchschicht bestehen. Es finden sich zudem Lichtungsflächen mit moorigem Charakter. Alle Standorte sind durchzogen von kleinen Bächen und Gräben.

Als Besonderheit findet sich am Standort Bach an der Donau (Abb. 27a) eine Hegefläche für Wildschweine; am Standort Frauenzell (Abb. 27b) findet sich eine große (ca. 6 ha) Lichtung, durch die ein Bach (Deßgraben) verläuft, der jahreszeitlich bedingt über die Ufer tritt (eigene Beobachtung). Am Standort Pillnach (Abb. 28) befinden sich ausgedehnte moorige Wiesen mit Birkenbeständen (*Betula* spp.).



Abb. 27 a) Standort Bach a. d. Donau ($49^{\circ} 1' 55.46''N/12^{\circ} 17' 36.00''E$, 406m); b) Standort Frauenzell/Wiesent ($49^{\circ} 2' 20.98''N/12^{\circ} 22' 19.96''E$, 352m)



Abb. 28 Standort Pillnach ($48^{\circ} 58' 38.08''N/12^{\circ} 30' 23.92''E$, 410m)

3.4. Ingolstadt (Gebiet G8)



Abb. 29 Beprobte Standorte im Gebiet Ingolstadt (G8)



Abb. 30 a) Standort Bergheim, an den Donauauen ($48^{\circ} 45' 6.80''N/11^{\circ} 17' 15.79''E$, 375m); b) Standort Bittenbrunn ($48^{\circ} 45' 19.63''N/11^{\circ} 8' 54.84''E$, 449m)

Der Standort Bergheim liegt ca. 14 km westlich von Ingolstadt, im Donaurenaturie-

rungsgebiet (Abb. 29, Abb. 30a). Es handelt sich um flussbegleitende Mischwaldkomplexe mit auenähnlichem Charakter, verzahnt mit Lichtungsflächen und Kiesbänken im Uferbereich. Die Vegetation ähnelt in Form und Zusammensetzung der Vegetation des unteren Isartals (G3 und G4, Abb. 20), wirkt jedoch insgesamt dichter und üppiger, bei weniger Lichtungsflächen. Das Gebiet ist als Tourismusziel stark frequentiert.

Der Standort Bittenbrunn liegt ca. 23 km westlich von Ingolstadt (Abb. 29, Abb. 30b). Er gehört zu einem ca. 60 km² großen Mischwaldgebiet, das im Süden an die Donau angrenzt. Es finden sich Mischwaldbereiche, die zum Teil forstwirtschaftlich genutzt sind, mit wechselnd dichter Strauchschicht. Als Besonderheit finden sich Seen und Waldtümpel, in deren Umgebung das Areal sumpfigen Charakter hat. Das Gebiet ist stark von Sportlern und Spaziergängern frequentiert.

3.5. Großraum Augsburg (Gebiete G9, G10, G11, G12)

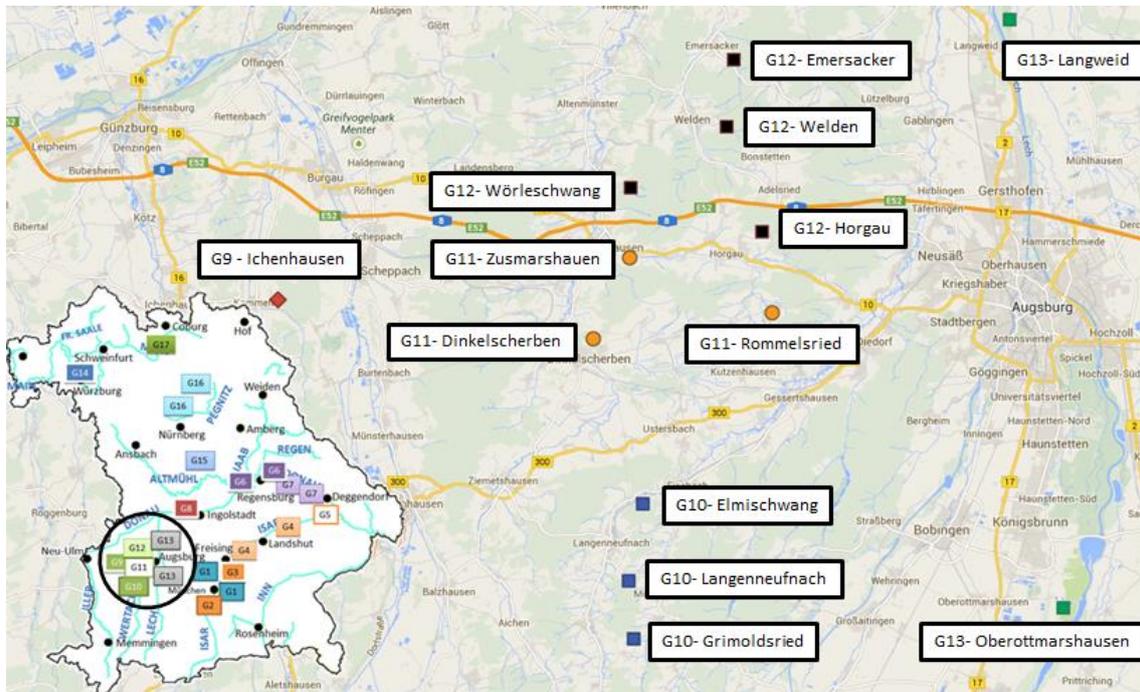


Abb. 31 Beprobte Standorte im Raum Augsburg: Ichenhausen (G9, rote Markierung), Gebiet der westlichen Wälder Süd „Stauden“ (G10, blaue Markierungen), Gebiet Zusmarshausen (G11, orange Markierungen), Gebiet der westlichen Wälder Nord „Holzwinkel“ (G12, schwarze Markierungen)

Der Großraum Augsburg wurde aufgrund einer Einsendung von *D. reticulatus* aus Zusmarshausen in 4 Gebieten beprobt (Abb. 31):

- Gebiet G9: Ichenhausen (Abb. 32)
- Gebiet G10: westliche Wälder, „Stauden“, südlich von Zusmarshausen (Abb. 33, Abb. 34)

- Gebiet G11 Zusmarshausen (Abb. 35, Abb. 36)
- Gebiet G12: westliche Wälder, „Holzwinkel“, nördlich von Zusmarshausen (Abb. 37, Abb. 38)

Ichenhausen (G9)



Abb. 32 Standort Ettenbeuren-Kammeltal (48° 22' 30.45"N/10° 22' 42.03"E, 513m)

Im Gebiet Ichenhausen wurde ein Waldstück bei Ettenbeuren-Kammeltal, ca. 40 km westlich von Augsburg beprobt (Abb. 31, Abb. 32). Das Waldstück ist ein Hangmischwald mit hohem Laubbaumanteil. Eine Strauchschicht ist kaum ausgeprägt. Die Böden des Gebietes sind sehr trocken und mit einer dicken Schicht an Laubstreu bedeckt. Es ist kein Gewässer vorhanden. Das Gebiet wird nicht von Passanten genutzt.

Westliche Wälder, südlicher Abschnitt „Stauden“ (G10)

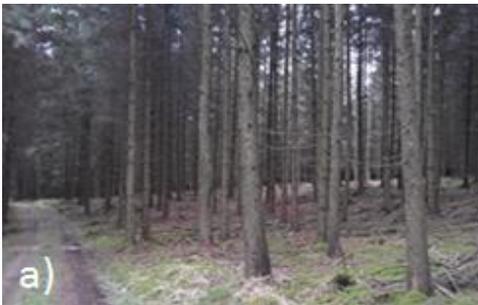


Abb. 33 a) Standort Grimoldsried (48° 13' 13.07"N/10° 37' 13.54"E, 587 m); b) Standort Langeneufnach (48° 14' 49.45"N/10° 37' 1.49"E, 581 m)



Abb. 34 Standort Elmischwang (48° 16' 54.76"N/10° 37' 35.79"E, 516)

Im südlichen Abschnitt der westlichen Wälder, den sogenannten „Stauden“ (G10) wur-

den drei Standorte beprobt (Abb. 31): Grimoldsried (Abb. 33a), Langenneufnach (Abb. 33b) und Elmischwang (Abb. 34). Die Standorte liegen ca. 25 km südwestlich von Augsburg. An allen Standorten des Gebietes G10 befinden sich Mischwaldgebiete in leichter Hanglage, die sich durch einen hohen Nadelbaumanteil und wechselnd dichte Strauchschicht auszeichnen. Die Wälder haben einen eher trockenen Charakter, Gewässer fanden sich nur am Standort Elmischwang (Abb. 34), der sich insgesamt durch größere Habitatsdiversität, z.B. kleinflächige Birkenareale und Lichtungsflächen, auszeichnet. Die Standorte werden nicht häufig von Passanten frequentiert.

Westliche Wälder, zentraler Abschnitt (G11)



Abb. 35 a) Standort Dinkelscherben ($48^{\circ} 21' 28.45''\text{N}/10^{\circ} 35' 34.50''\text{E}$, 517m); b) Standort Rommelsried ($48^{\circ} 22' 10.02''\text{N}/10^{\circ} 42' 52.43''$, 507m)



Abb. 36 Standort Rothsee ($48^{\circ} 23' 39.65''\text{N}/10^{\circ} 37' 3.35''\text{E}$, 446m)

Im zentralen Abschnitt der westlichen Wälder (G11) wurden drei Standorte beprobt, die ca. 15-25 km westlich von Augsburg liegen (Abb. 31): Dinkelscherben (Abb. 35a), Rommelsried (Abb. 35b) und die Umgebung des Rothsees (Abb. 36). An den Standorten Dinkelscherben und Rommelsried (Abb. 35) finden sich, wie in den Gebieten G9 und G10 (Abb. 32-Abb. 34), kleine Mischwaldgebiete (ca. 1000 ha) in leichter Hanglage, die sich jedoch durch einen höheren Anteil an Laubbäumen auszeichnen. Die Strauchschicht ist am Standort Dinkelscherben spärlich, am Standort Rommelsried üppig. Die Waldstücke sind umgeben von ausgedehnten landwirtschaftlichen Nutzflächen. In beiden Gebieten finden sich kleine Seen, insgesamt ist der Charakter der Standorte aber eher trocken. Die Wälder werden von Passanten genutzt, vor allem von Sportlern.

Der Standort Rothsee (Abb. 36) ist ein ca. 10 ha großer Badesee östlich von Zusmarshausen. Der See ist umgeben von Röhrichten und großflächigen Grünwiesenbereichen. Nördlich und südlich schließen sich forstwirtschaftlich genutzte Mischwaldgebiete an.

Westliche Wälder, nördlicher Abschnitt „Holzwinkel“ (G12)



Abb. 37 a) Standort Wörleschwang ($48^{\circ} 25' 34.41''\text{N}/10^{\circ} 37' 5.58''\text{E}$, 497m); b) Standort Horgau ($48^{\circ} 24' 22.73''\text{N}/10^{\circ} 42' 27.48''\text{E}$, 494m)



Abb. 38 a) Standort Welden ($48^{\circ} 27' 15.47''\text{N}/10^{\circ} 41' 0.96''\text{E}$, 495m); b) Standort Emersacker ($48^{\circ} 29' 4.41''\text{N}/10^{\circ} 41' 17.49''\text{E}$, 510m)

Im nördlichen Abschnitt der westlichen Wälder (G12) wurden vier Standorte beprobt, die ca. 20 km nordwestlich von Augsburg liegen (Abb. 31): Wörleschwang (Abb. 37a), Horgau (Abb. 37b), Welden (Abb. 38a) und Emersacker (Abb. 38b). Wie an den vorher beschriebenen Standorten der Gebiete im Raum Augsburg (Abb. 32-Abb. 36) finden sich Mischwaldgebiete in leichter Hanglage mit wechselnd dichter Strauchschicht. Ein Fließgewässer findet sich nur am Standort Horgau. Die Standorte sind umgeben von ausgedehnten landwirtschaftlichen Nutzflächen und werden von Passanten regelmäßig frequentiert. Als Besonderheiten finden sich am Standort Horgau (Abb. 37b) ausgedehnte Laubbaumareale mit großen, sonnenexponierten Lichtungen. An den Standorten Welden (Abb. 38a) und Emersacker (Abb. 38b) finden sich an Besonderheiten ausgedehnte Lichtungsflächen mit einem Waldtümpel (Standort Welden), bzw. einem großen See (Emersacker).

3.6. Lechauen bei Augsburg (Gebiet G13)



Abb. 39 a) Standort Oberottmarshausen ($48^{\circ} 14' 17.76''\text{N}/10^{\circ} 55' 1.10''\text{E}$, 512 m); b) Standort Langweid ($48^{\circ} 29' 48.53''\text{N}/10^{\circ} 52' 27.77''\text{E}$, 427m)

Die Lechauen wurden an zwei Standorten, bei Oberottmarshausen (Abb. 39a), 15 km südlich von Augsburg, und bei Langweid am Leich (Abb. 39b), ca. 15 km nördlich von Augsburg, beprobt (Abb. 31). Beide Standorte sind flussbegleitende Mischwälder mit auenähnlichem Charakter, die zu Landschaftsschutzgebieten gehören (Flora-Fauna-Habitat (FFH)-Gebiete „Lechauen zwischen Landsberg und Königsbrunn“ und „Lechauen nördlich von Augsburg“, BfU). Die Waldbereiche sind verzahnt mit sonnenexponierten Wiesen und schattigen Feuchtwiesen mit vereinzelt Baumbeständen und Binsengewächsen. Die Vegetation ist sehr artenreich und üppig, die Strauchschicht ist – außer in den Feuchtwiesenbereichen – sehr dicht, wobei der Standort Langweid insgesamt weniger artenreich ist, und in einigen Teilen forstwirtschaftlich genutzt wird. Die Standorte ähneln den Standorten des unteren Isartals (G3 und G4, Abb. 20), und sind ein stark frequentiertes Naherholungsziel.

3.7. Würzburg (Gebiet G14)



Abb. 40 Beprobte Standorte im Gebiet Würzburg (G14)

Im Raum Würzburg wurden fünf Standorte beprobt (Abb. 40), die sich durch große Diversität auszeichnen. Zwei Standorte, Veitshöchheim und Margetshöchheim (Abb.

40, Abb. 41), liegen in der Nähe des historisch erwähnten Veitshöchheim (Schulze 1925). Die Standorte Pfaffenberg („Königswäldchen“) (Abb. 40, Abb. 42a) und der Sieboldspark (Abb. 40, Abb. 43) befinden sich in Würzburg. Der Standort Gerbrunn (Abb. 40, Abb. 42b) befindet sich ca. 3 km süd-östlich von Würzburg. Die drei letztgenannten Standorte wurden aufgrund einer Einsendung von *D. reticulatus* beprobt.



Abb. 41 a) Standort Veitshöchheim (49° 50' 43.34"N/9° 53' 37.40"E); b) Standort Margetshöchheim (49° 49' 35.28"N/9° 51' 7.53")

Die Standorte Veitshöchheim (Abb. 41a) und Margetshöchheim (Abb. 41b) liegen ca. 10 km nördlich von Würzburg, östlich, bzw. westlich des Main (Abb. 40). An den Standorten finden sich Mischwälder in Hanglage, die ca. 10 km², bzw. ca. 6 km² groß sind. Die Strauchschicht ist meist dicht. An beiden Standorten finden sich kleine Gewässer. Als Besonderheit findet sich am Standort Margetshöchheim eine ca. 0,5 km² große Naturstreuwiese. Beide Waldstücke sind von Fußgängern und Sportlern stark frequentiert.

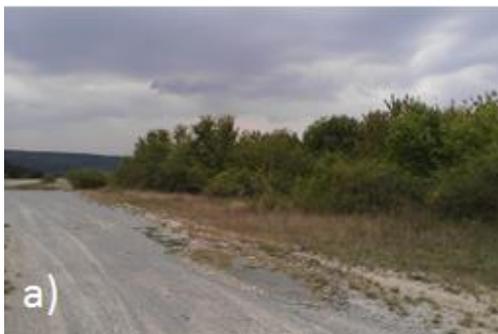


Abb. 42 a) Standort Pfaffenberg „Königswäldchen“ (49° 48' 34.17"N/9° 53' 42.88"E); b) Standort Gerbrunn (49° 45' 41.26"N/9° 59' 44.63"E, 282m)

Der Standort Pfaffenberg (Abb. 40, Abb. 42a) und das sich daran anschließende „Königswäldchen“ und der Standort Gerbrunn (Abb. 40, Abb. 42b) zeichnen sich durch extreme Trockenheit aus. Der Standort Pfaffenberg ist ein sonnenexponierter Sand- und Kieshang mit karger Vegetation. Es finden sich vorwiegend Gräser. Der Standort Gerbrunn ist eine extensiv genutzte, sonnenexponierte Wiesenfläche, die einen ähnlichen Charakter wie das Areal in Daglfing (G1, Abb. 16a) hat. Meist niedrigwüchsige

Bäume finden sich nur vereinzelt. An den Standorten finden sich keine Gewässer. Als Besonderheit findet sich am Standort Pfaffenberg ein stadtparkähnlicher Mischwald, mit teilweise stark verwildertem Charakter. Beide Standorte werden von Spaziergängern, vor allem auch Hundebesitzern, frequentiert.



Abb. 43 Sieboldspark (49° 46' 49.26"N/9° 57' 29.76"E, 263m)

Der Standort Sieboldspark (Abb. 40, Abb. 43) ist eine öffentliche Parkanlage im südlichen Stadtgebiet von Würzburg. Es finden sich vorwiegend Mischwaldbereiche, verzahnt mit Grünflächen. Als Besonderheit finden sich Areale mit Nadelbaumbeständen. Die Strauchschicht ist wechselnd dicht. Der Park ist von Spaziergängern stark frequentiert.

3.8. Mühlhausen (Gebiet G15)



Abb. 44 Beprobte Standorte im Gebiet Mühlhausen (G15, blaue Markierung) und im Gebiet Nürnberg (G16, rote Markierungen)



Abb. 45 Standort Weiherstdorf/Mühlhausen (49° 10' 38.28"N/11° 28' 21.66"E)

Das Gebiet Mühlhausen (Abb. 45) liegt ca. 50 km südlich von Nürnberg (Abb. 44, blaue Markierung). Es wurde aufgrund einer Einsendung zur Beprobung ausgewählt. Beprobte wurde ein Mischwaldgebiet, das sich fast ringförmig um die Siedlung Weiherstdorf schließt, angrenzend an das Waldgebiet finden sich landwirtschaftlich genutzte Flächen. Das Waldstück wurde an zwei Standorten, im nördlichen und südlichen Abschnitt beprobte. Der nördliche Teil des Waldes liegt in Hanglage, und hat Trockenheitscharakter. Im südlichen, flach gelegenen Teil des Waldes findet sich ein Bach. Die Strauchschicht ist in allen Teilen des Waldes wechselnd ausgeprägt, aber meistens dicht. Das Waldgebiet war wenig von Fußgängern frequentiert.

3.9. Nürnberg (Gebiet G16)

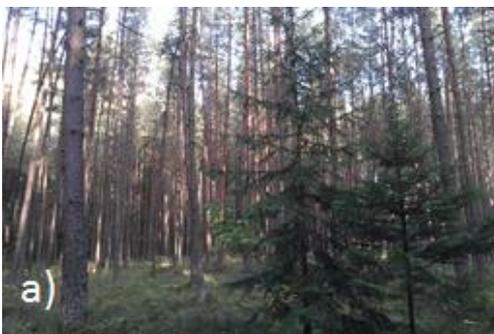


Abb. 46 a) Standort Dehnberg (49° 32' 20.79"N/11° 17' 41.36"E); b) Standort Pegnitz (49° 42' 19.55"N/11° 33' 16.29"E)

Im Großraum Nürnberg wurden aufgrund einer Einsendung und eines historisch erwähnten Fundortes zwei Standorte, ca. 20 km, bzw. 50 km nördlich von Nürnberg beprobte (Abb. 44): Dehnberg (Abb. 46a) und Pegnitz (Abb. 46b).

Am Standort Dehnberg (Abb. 44, Abb. 46a) findet sich ein Mischwaldgebiet, das sich durch sehr hohen Nadelbaumbestand, und Lichtungsflächen auszeichnet. Im Gebiet finden sich kleine Gräben und Teiche. Die Strauchschicht ist meist üppig und artenreich. Als Besonderheit finden sich große Vorkommen von Schachtelhalme (*Equisetum* spp.). Das Gebiet ist stark frequentiert von Fußgängern und Reitern.

Am Standort Pegnitz (Abb. 44, Abb. 46b) finden sich flussbegleitende Wiesenflächen mit üppigen Strauchschichten, die vor allem aus Brennnessel und Springkraut bestehen. Daran schließen Mischwälder in teilweiser Hanglage an, die von zahlreichen Rad- und Wanderwegen durchzogen sind.

3.10. Michelau (Gebiet G17)

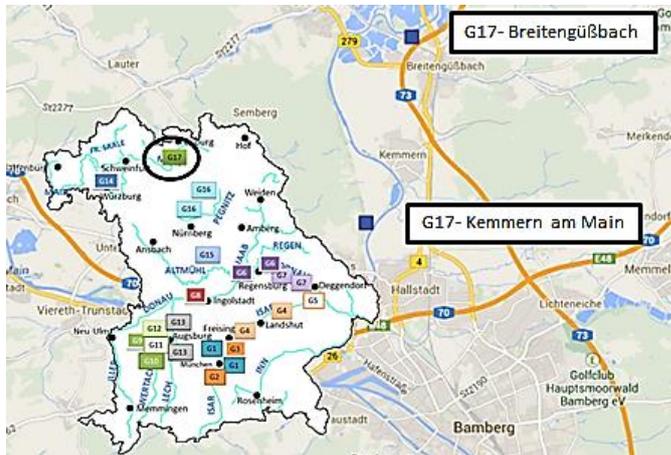


Abb. 47 Sammelgebiet bei Michelau (G17), zwischen Kemmern und Breitengüßbach (blaue Markierungen).



Abb. 48 Standort Mainau zwischen Kemmern ($49^{\circ} 56' 28.20''N/10^{\circ} 51' 55.48''E$) und Breitengüßbach ($49^{\circ} 58' 45.21''N/10^{\circ} 52' 46.69''E$)

Südlich des historisch erwähnten Michelau (Schulze 1925) wurde die Mainau zwischen Kemmern und Breitengüßbach beprobt (Abb. 47, Abb. 48). Das Areal liegt ca. 10 km nördlich von Bamberg und ist Teil des FFH Gebietes „Maintal von Staffelstein bis Hallstadt“ (LfU). Die Mainau zeichnet sich in diesem Bereich aus durch großflächige Röhrichte im Uferbereich und auf Maininseln. Angrenzend an den Fluss finden sich ausgedehnte Wiesenflächen, mit teilweise feuchtem Charakter, die entweder einfache Grünwiesenflächen sind, oder mit Pflanzen der Hochstaudenfluren bewachsen. Baumbestände befinden sich in einer Reihe entlang des Flusses. Rad- und Fußwege entlang des Mains sind bekanntes Naherholungsziel.

4. Zeckenbestimmung

Die von der Vegetation abgesammelten Zecken wurden im Labor mit einer Stereolupe (Wild M 400 Photomakroskop, Wild Heerbrugg Switzerland) anhand morphologischer Kriterien bis zur Art bestimmt (entsprechend der Klassifizierungsschlüssel: Arthur 1960, Hillyard 1996). Die Differenzierung der *Dermacentor*-Arten erfolgte nach den in Kapitel II.1.2 beschriebenen morphologischen Kriterien. *Ixodes* spp. wurden nach der Klassifizierung zur weiteren Aufbewahrung in Sammelröhrchen mit 70%igem Ethanol verbracht. Die DNA von 313 in den Jahren 2010-2012 gesammelten *D. reticulatus* wurde molekularbiologisch auf *Babesia* spp. DNA untersucht (Kapitel III.7).

5. Digitale Geländeanalyse

Digitale Daten wurden, soweit im Folgenden nicht anders angegeben, mit ArcMap (Teil des ArcGIS Programmes), Version ArcGIS Desktop Education Edition 10 (ESRI® Deutschland GmbH, Kranzberg) verarbeitet. Alle verwendeten digitalen Datensätze wurden vor der Verarbeitung einheitlich in das Koordinatensystem der Grundkarte (Geographisches Koordinatensystem: GCS_WGS_1984) transformiert (Tab. 16) (Methode: Position vector – dx=612,400000 dy=77,000000 dz=440,20000 rx=-0,054000 ry=0,057000 rz=2,797000 s=2,550000).

Tab. 16 In dieser Arbeit verwendete digitale Daten, Anbieter, bzw. Bezugsquellen und Ursprungs-koordinatensystem.

Verwendete Daten	Datenanbieter/Bezugsquelle	Ursprüngliches Koordinatensystem
ALKIS®	Bayerische Vermessungsverwaltung (BVV)	GCS Deutsches Hauptdreiecksnetz
CORINE Landnutzungsdaten	European Environment Agency (EEA)	GCS_ETRS_1989
Potentielle natürliche Vegetation (PNV)	Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)	GCS_Deutsches_Hauptdreiecksnetz
Rotwildverbreitung und Rotwildkorridore	Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)	GCS_PD/83
Temperatur- und Niederschlagskarten	Deutscher Wetterdienst (DWD)	GCS_PD/83

5.1. Temperatur und Niederschlag

Temperatur- und Niederschlagsdaten wurden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) bezogen. Monatliche und jährliche Durchschnittswerte für ganz Bayern wurden aus bereitgestellten Tabellen des DWD ausgelesen. Die Werte sind Mittelwerte 30-jähriger Messreihen (1971-2000).

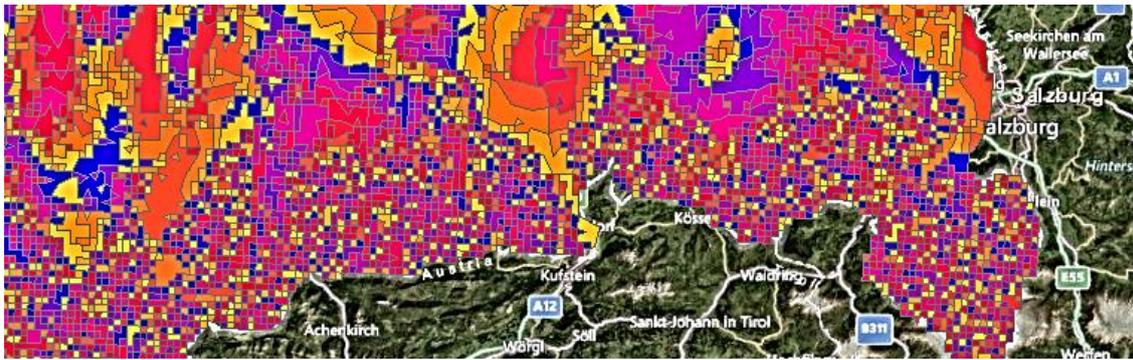


Abb. 49 Beispiel einer Klimarasterkarte (Quelle: deutscher Wetterdienst) mit unterschiedlich eingefärbten Rasterzellen. Screenshot aus ArcMap.

Monatliche und jährliche Durchschnittswerte für die beprobten Standorte wurden mit ArcMap aus digitalen Temperatur- und Niederschlagsrasterkarten ermittelt, die vom DWD für die vorliegende Arbeit zur Verfügung gestellt wurden. Bei den Rasterkarten handelt es sich um extrapolierte Rasterdatensets in Gauß-Krüger-Projektion (83 GK Zone 3). Die Karten basieren auf Messdaten der Messstationen des DWD (ebenfalls ermittelt aus 30-jährigen Messreihen, Messzeitraum: 1981-2010), zu denen u.a. 506 Stationen mit Temperatur- und Feuchtemessung, und 1933 Stationen mit Niederschlagsmessungen zählen (DWD). Die Rasterkarten bestehen aus aneinander angrenzenden Rasterzellen, wobei jede Rasterzelle einen Temperatur- oder Niederschlagswert repräsentiert (Beispiel in Abb. 49). Da die Rasterzellen relativ klein sind (meist ca. 200 ha – 4000 ha, größere Areale bis ca. 25.000 ha), ist eine kleinräumliche Analyse von Temperatur und Niederschlagswerten innerhalb eines gewünschten Interessensgebietes möglich.

Festlegung der Interessensgebiete



Abb. 50 Schritte zur Erstellung von Interessengebieten mittels ArcMap. a) beprobte Standorte werden in der Karte eingetragen (grüne Markierungen). b) Erstellung von Pufferbereichen (rot) mit Radius 10 km um die eingetragenen Standorte. Zur Verdeutlichung ist ein Standort (Zengermoos) mit Radius angewählt (blau hervorgehobener Kreis). Screenshots aus ArcMap.

Für jedes Sammelgebiet sollten die Klimadaten in einem Pufferbereich von 10 km ermittelt werden (= Interessensgebiet). Die Vorgehensweise wird im Folgenden erläutert: Auf einer Satellitenkarte (ESRI®) wurden für jeden beprobten Standort Punkte in die

Karte eingetragen (Abb. 50a). Anschließend wurden Pufferbereiche mit dem gewünschten Radius von 10 km um die Punkte erstellt (Abb. 50b).

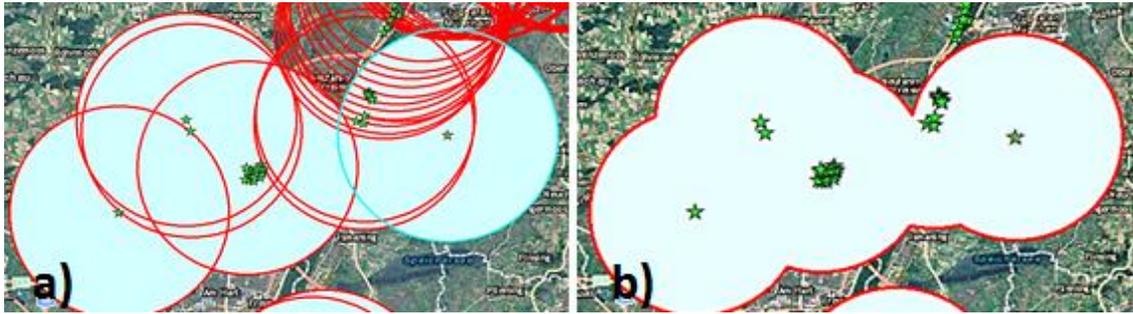


Abb. 51 Beispiel der Vereinigung der überlappenden Pufferpolygone der Standorte eines Sammelgebietes. a) Überlappende Pufferpolygone des Sammelgebietes G1 sind mit blauen Kreisen dargestellt. Standorte, die nicht zum gleichen Sammelgebiet gehören, sind nicht in die Erstellung dieses Pufferpolygons miteinbezogen (rote Kreise). b) fertig gestelltes Polygon nachdem der äußerste Rand der Pufferpolygone manuell nachgezeichnet wurde; Screenshots aus ArcMap.

Da sich die Pufferbereich nah beieinander liegender Standorte überlappten, wurden im nächsten Schritt die Pufferbereiche vereinigt, die zu Standorten des gleichen Sammelgebietes gehörten (Abb. 51a). Hierfür wurde der äußerste Rand der sich überlappenden Polygone jedes Sammelgebietes manuell nachgezeichnet (Abb. 51b).

Ermittlung von Temperatur- und Niederschlagswerten in den Interessensgebieten

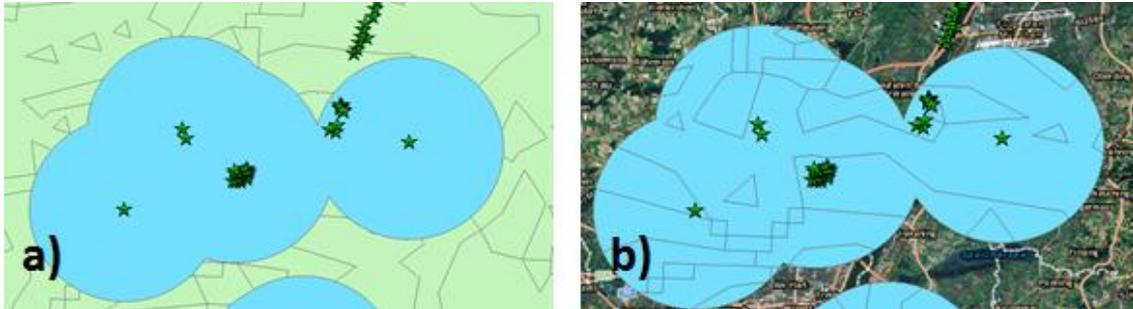


Abb. 52 Darstellung des Zurechtschneidens einer Klimarasterkarte zur Auswertung der Klimawerte in einem Interessensgebiet. a) Erstelltes Pufferpolygon eines Interessensgebietes (blau), aufgelegt auf einen Temperaturresterkarte (grüner Hintergrund); b) Temperaturresterkarte, nach Ausschneiden mit dem Pufferpolygon. Screenshots aus ArcMap.

Die Temperatur- und Niederschlagsrasterkarten wurden einzeln eingeblendet (Abb. 52a) und mit den Pufferpolygone der Interessensgebiete ausgeschnitten (Abb. 52b). Über die Statistikfunktion von ArcMap wurden die Mittelwerte der durchschnittlichen Monats- und Jahrestemperaturen für jedes Interessensgebiet berechnet und tabellarisch aufgelistet (Anhang: Tab. 37, Tab. 38).

Temperatur und Niederschlagswerte in *D. reticulatus* Endemiegebieten in Deutschland

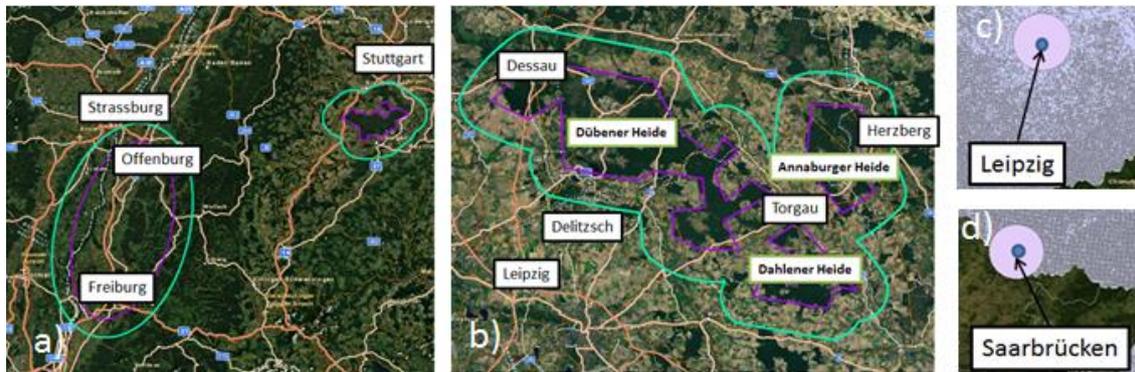


Abb. 53 Erstellung der Pufferpolygone für historisch erwähnte deutsche Endemiegebiete von *D. reticulatus*. a) erstellte Pufferpolygone für die Endemiegebiete Oberrhein und Schönbuch (grüne Umrisse), b) erstelltes Pufferpolygon für das Endemiegebiet der Düben-Dahlener-Heide mit Annaburger Heide (grünes Polygon); c) erstelltes Pufferpolygon für das Endemiegebiet Leipzig (violetter Kreis); d) erstelltes Pufferpolygon für das Endemiegebiet Saarbrücken (violetter Kreis). Screenshots aus ArcMap.

Nach oben beschriebener Methode wurden auch die klimatischen Durchschnittswerte der bekannten deutschen *D. reticulatus* Endemiegebiete (Oberrhein, Schönbuch, Düben-Dahlener-Heide mit Annaburger Heide, Saarbrücken und Leipzig) ermittelt. Da für die Gebiete keine klaren Ausbreitungsgrenzen von *D. reticulatus* bekannt sind, wurden die Pufferpolygone einzeln manuell erstellt. Für den Schönbuch (Abb. 53a) und die Düben-Dahlener-Heide mit Annaburger Heide (Abb. 53b) wurden hierfür die Umrisse der Waldgebiete als Grenze verwendet und manuell nachgezeichnet. Für das Gebiet des Oberrhein ist kein klar abzugrenzendes Waldgebiet vorhanden, weswegen ein ellipsoides Polygon erstellt wurde, das das nördlichste erwähnte Fundgebiet (Offenburg), das südlichste erwähnte Fundgebiet (Lahr) und die Rheinauen einschloss (Abb. 53a). Um die drei erstellten Polygone wurde ein Pufferradius von 10 km angelegt (Abb. 53a, b) Für Leipzig (Abb. 53c) und Saarbrücken (Abb. 53d) wurden runde Polygone mit einem Radius von 20 km erstellt, so dass die beschriebenen Fundorte in der jeweiligen Region miteingeschlossen wurden. Für die Gebiet des Oberrhein und Saarbrücken waren nur Klimadaten bis zur deutsch-französischen Grenze zur Auswertung vorhanden (Abb. 53a, d).

5.2. Auswertung weiterer digitaler Variablen

Als Zwischenergebnis ist festzuhalten, dass in der vorliegenden Studie nur ein bayerisches Gebiet als endemisch klassifiziert werden konnte, weswegen die folgenden Ausführungen aus Gründen der besseren Lesbarkeit auch nur auf ein Endemiegebiet bezogen werden. Die beschriebene Vorgehensweise ist auch anwendbar, wenn mehrere En-

demiegebiete miteinander verglichen werden sollen.

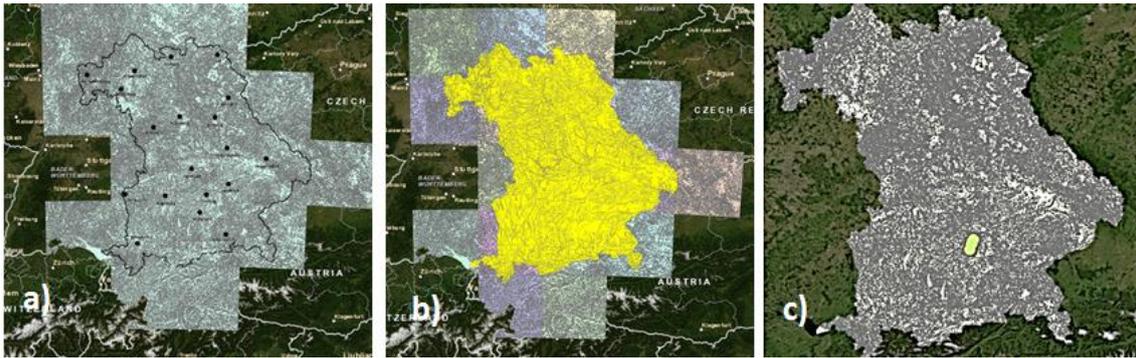


Abb. 54 Erstellung einer flächendeckenden Polygonkarte mit dem Umriss von Bayern aus einzelnen CORINE-Datensatz-Karten. a) aneinandergelegte CORINE-Karten zur Bedeckung der Gesamtfläche von Bayern (schwarzer Umriss); b) aufgelegte Ausschneideform (gelbe Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation, Datenquelle: ©LfU); c) ausgeschnittene und vereinigte CORINE-Datensätze. Screenshots aus ArcMap.

Neben klimatischen Daten wurden für das endemische Fundgebiet digitale Daten ausgewertet, die als Rahmenbedingungen der ökologischen Nische von Zecken gelten: Daten zur Landnutzung und Vegetation in Abhängigkeit von Bodentypen, sowie die Verfügbarkeit von Wirten (mit deren Bewegungsmuster). Im Hinblick auf die vielfach beschriebene Präferenz von *D. reticulatus* für Habitate in Gewässernähe wurden zusätzlich Gewässerdaten ausgewertet (Tab. 16). Zur Auswertung der digitalen Daten wurde der jeweilige Datensatz mit dem Pufferpolygon des endemischen *D. reticulatus* Fundortes ausgeschnitten und ausgewertet (Abb. 54c).

Landnutzung

Zur Analyse der Landnutzung wurden digitale Daten des CORINE Programms (in der vorliegenden Studie der Datenbestand zum Bezugsjahr 2000) der European Environment Agency (EEA) verwendet (Tab. 16). CORINE ist ein von der EU initiiertes Programm, durch das u.a. flächendeckenden Daten zur Bodenbedeckung Europas bereitgestellt werden. Die Landschaft wird dabei in 44 Landnutzungsklassen mit 13 Hauptklassen unterteilt (Tab. 17). Die CORINE Datensätze lagen als rechteckige Polygonkarten mit einer Seitenlänge von ca. 150 km*150 km vor. Die Grundfläche von Bayern wurde mit 17 CORINE-Polygonkarten bedeckt (Abb. 54a, Tab. 18). Die Polygonkarten wurden in eine durchgehende Karte zusammengeführt, und mit einem Kartenumriss von Bayern (Shape-Datei⁶ der Potentiellen natürlichen Vegetation des LfU) ausgeschnitten (Abb. 54b, c, Tab. 16).

⁶ Shape (engl.) = Form, Gestalt. Shape-Dateien (Fachausdruck) liegen in einem speziellen Datenformat vor, das speziell für die Verarbeitung von Geodaten entwickelt wurde.

Tab. 17 Landnutzungsklassen entsprechend der Klassifizierung des CORINE-Programmes der European Environment Agency.

1 Bebaute Flächen	11 Städtisch geprägte Flächen	111 Durchgängig städtische Prägung
		112 Nicht durchgängig städtische Prägung
	12 Industrie- Gewerbe- und Verkehrsflächen	121 Industrie- und Gewerbeflächen, öffentliche Einrichtungen
		122 Straßen- Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen
		123 Hafengebiete
		124 Flughäfen
	13 Abbauflächen, Deponien und Baustellen	131 Abbauflächen
		132 Deponien und Abraumhalden
133 Baustellen		
14 Künstlich angelegte, nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen	141 Städtische Grünflächen	
	142 Sport- und Freizeitanlagen	
2 Landwirtschaftliche Flächen	21 Ackerbauflächen	211 Nicht bewässertes Ackerland
		212 Regelmäßig bewässertes Ackerland
		213 Reisfelder
	22 Dauerkulturen	221 Weinbaufläche
		222 Obst- und Beerenobstbestände
		223 Olivenhaine
	23 Grünland	231 Wiesen und Haine
	24 Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur	241 Einjährige Kulturen in Verbindung mit Dauerkulturen
		242 Komplexe Pflanzenstrukturen
		243 Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe
		244 Land- und forstwirtschaftliche Flächen
	3 Wälder und naturnahe Flächen	31 Wälder
312 Nadelwälder		
313 Mischwälder		
32 Strauch- und Krautvegetation		321 Natürliches Grünland
		322 Heiden und Moorheiden
		323 Hartlaubbewuchs
		324 Wald-Strauch-Übergangsbereiche
33 Offene Flächen ohne/mit geringer Vegetation		331 Strände, Dünen und Sandflächen
		332 Felsflächen ohne Vegetation
		333 Flächen mit spärlicher Vegetation
		334 Brandflächen
		335 Gletscher und Dauerschneegebiet
4 Feuchtflächen	41 Feuchtflächen im Landesinnern	411 Sümpfe
		412 Torfmoor
	42 Feuchtflächen an der Küste	421 Salzwiesen
		422 Salinen
5 Wasserflächen	51 Wasserflächen im Landesinnern	511 Gewässerläufe
		512 Wasserflächen
	52 Meeresgewässer	521 Lagunen
		522 Mündungsgebiete
		523 Meere und Ozeane

Tab. 18 Bezeichnung der verwendeten CORINE Datensätze. Quelle: European Environment Agency (EEA).

Fortlaufende Nr.	Name des Datensatzes	Fortlaufende Nr.	Name des Datensatzes	Fortlaufende Nr.	Name des Datensatzes
1.	100KME46N28	7.	100KMEN44N28	13.	100KME43N27
2.	100KME45N29	8.	100KMEN44N27	14.	100KME43N26
3.	100KME45N28	9.	100KME44N26	15.	100KME42N30
4.	100KME45N27	10.	100KME43N30	16.	100KME42N29
5.	100KME44N30	11.	100KME43N29	17.	100KME42N27
6.	100KME44N29	12.	100KME43N28		

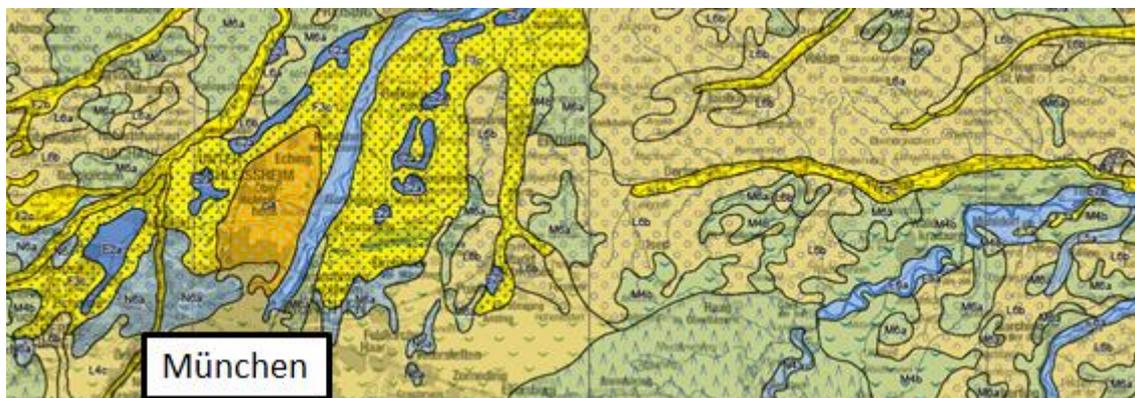
Gewässernähe

Zur Überprüfung der Gewässernähe wurden für die vorliegende Studie digitale Gewässerdaten (Bestandteil des digitalen amtlichen Liegenschaftskataster ALKIS®) durch die Bayerische Vermessungsverwaltung (BVV) bereitgestellt (Tab. 16). Die Gewässerdaten umfassen sechs Datensätze, innerhalb derer die Gewässer nach Gewässertyp unterteilt sind (Tab. 19). Für das endemische Fundgebiet wurde das Vorkommen von Gewässern ausgewertet.

Tab. 19 Verwendete Datensätze zur Auswertung der Gewässerdaten in Bayern. Quelle: Bayerische Vermessungsverwaltung, Objektartenkatalog ALKIS®.

Name des Datensatzes	Objektbeschreibung (lt. Objektartenkatalog)	Gewässertyp
Gew_02_P	AX_Gewässerachse	Quelle, Brunnen
Gew_01_L	AX_Gewässerachse	Graben, Bach, Fluss
Gew_02_L	AX_Sickerstrecke, AX_Gewässerachse	Graben, Bach
Gew_03_L	AX_Gewässer-Stationierungsachse	Bach, Fluss
Gew_02_F	AX_GewässerMerkmal	Lechfall
Gew_01_F	AX_Fließgewässer, AX_Hafenbecken, AX_Stehendes Gewässer	Bach, Graben, Weiher, See

Bodenqualität und potentielle natürliche Vegetation

**Abb. 55 Kartenausschnitt aus der Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation im Raum München. Datenquelle: © Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.lfu.bayern.de, modifiziert.**

Eine Kombination aus Bodenbedingungen (inklusive Geländebeschaffenheit und Wasserhaushalt) und Klimafaktoren ist in wenig (oder gar nicht) anthropogen beeinflussten Gebieten maßgebliches Kriterium für die Ausbildung bestimmter Vegetationskomplexe⁷. Ein Kartenmodell, das aufzeigt, welche Vegetationskomplexe natürlicherweise bayernweit in Abhängigkeit von Boden- und Geländestruktur auftreten würden, ist die Karte der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) (Abb. 55), die in digitaler Form mit umfassender Legende zu den einzelnen Vegetationskomplexen vom LfU bereitgestellt wird (Tab. 16). Die Daten der potentiellen natürlichen Vegetation wurden für das endemische Fundgebiet ausgewertet.

Mögliche Verbreitung von *D. reticulatus* durch Wirte

In Bayern kommen an größeren Wildtieren flächendeckend Reh und Wildschwein vor. Rothirsche kommen seltener, in räumlich begrenzten Arealen vor, außerhalb derer sie bejagt werden (BJV). Die Habitate von Rotwild in Bayern sind als digitale Karte über das LfU erhältlich (Tab. 16). Zwischen den Habitaten bewegen sich Rothirsche über weite Strecken, oft entlang alter, feststehender Fernwechsel, soweit diese nicht durch infrastrukturelle Maßnahmen zerstört wurden (BJV, Haug 2003, Imm et al. 2009). Aus der Kombination der bekannten Fernwechsel und infrastruktureller Begebenheiten wurde durch das LfU eine digitale Karte mit modellierten Rotwildkorridoren erstellt (Tab. 16), die die wahrscheinlichen Wanderstrecken von Rotwild zeigt. Da die Wanderung anderer Wildtiere gleichermaßen durch die Infrastruktur (z.B. Autobahnen, große Bundesstraßen, Siedlungsflächen) beeinflusst wird, sind die modellierten Korridore auch potentielle Wanderkorridore für andere Wildtiere (LfU). Die Karten zu Rotwildvorkommen und Rotwildkorridoren wurden in der vorliegenden Studie zur Auswertung verwendet.

6. Erstellung einer digitalen Risikokarte

Die digitale Risikokarte wurde anhand der Ergebnisse der Geländeanalyse erstellt. Ziel war die Erstellung einer Karte, die nur Gebiete anzeigt, deren Geländevariablen mit denen des endemischen Fundgebietes identisch sind. Im Folgenden wird die Erstellung der Risikokarte erläutert:

⁷ Vegetationskomplex: eine spezifische Kombination von Pflanzengesellschaften (Ellenberg 1996), z.B. Hochmoor, Bruch- und Auenwälder oder subalpine Nadelwälder.

Erstellen einer ersten Landschaftsfragment-Karte

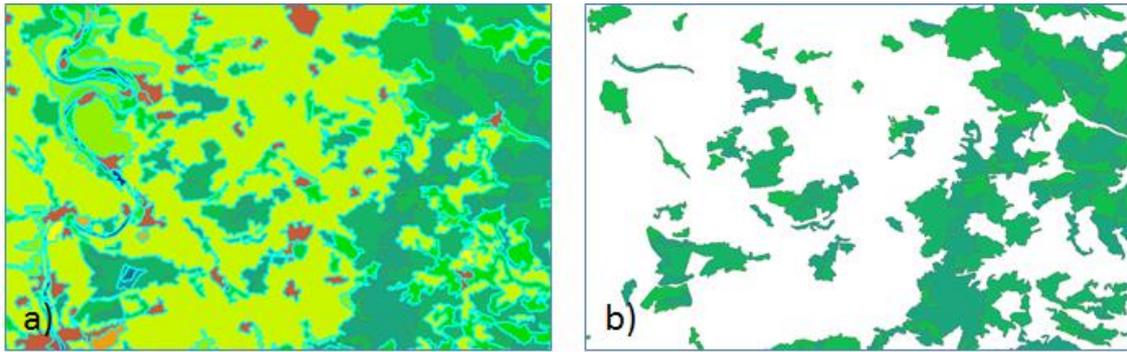


Abb. 56 Erstellung einer Landschaftsfragment-Karte, die die gleichen Landnutzungsklassen wie das endemische Fundgebiet enthält. a) Ausschnitt der kompletten CORINE-Karte; b) Verbleibende Landschaftsfragmente (nur Waldgebiete) nach Löschen aller anderen Landschaftsfragmente.

Zunächst wurde eine Landschaftsfragment-Karte erstellt, die die gleichen CORINE Gebiete enthalten sollten, wie das endemische Habitat. Hierfür wurden aus den Attributtabellen (Zelle „CODE“) der CORINE Datensätze die Gebiete ausgewählt, die die gleichen Attribut-Codes wie das endemische Fundgebiet hatten (Beispiel in Abb. 56a). Nach Umkehr der Auswahl (= alle anderen Gebiete angewählt) wurden alle anderen Gebiete gelöscht, so dass die entstandene Karte nur noch die Gebiete mit den gewünschten Landnutzungsklassen enthielt (Beispiel in Abb. 56b).

Gewässernähe

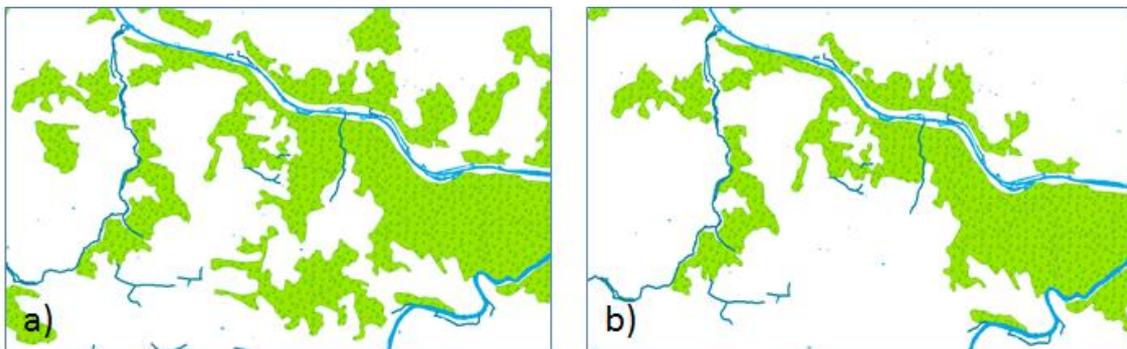


Abb. 57 Beispiel zur Erstellung einer Landschaftsfragment-Karte, die nur Landschaftsfragmente in Gewässernähe enthält. a) CORINE-Landschaftsfragmente (grün) und Gewässer (blau), vor Löschen der Gebiete; b) CORINE-Landschaftsfragmente (gleicher Kartenausschnitt) nach Löschen der Landschaftsfragmente ohne Gewässernähe.

Im Hinblick auf die vielfach beschriebene Präferenz von *D. reticulatus* für Gewässer wurde die erstellte Landschaftsfragment-Karte im nächsten Schritt verfeinert. Ziel war nur die Landschaftsfragmente auf der Karte zu behalten, die an einem oberflächlich verlaufenden Gewässer lagen, oder eines einschlossen. Hierfür wurde die Nähe zwischen dem verbliebenen Landschaftsfragmenten der zuvor erstellten Karte (Abb. 57, grüne Bereiche) und den am nächsten gelegenen oberflächlichen Gewässern (Datensatz

gew01_L, gew01_F, gew02_L, vgl. Tab. 19) (Abb. 57, blaue Bereiche) berechnet. Landschaftsfragmente, die an einem Gewässer lagen oder eines einschlossen wiesen nach der Berechnung einen Wert von null auf. Alle anderen Landschaftsfragmente wurden gelöscht (Abb. 57b).

Verfeinern der Landschaftsfragment-Karte

Tab. 20 Berechnete Temperaturwerte in °C für Temperaturspannen, die um ±20%, ±15%, ±10%, ±5%, ±2% und ±0% von den Werten des endemischen Fundgebietes abweichen.

Temperaturspanne		Monat												
		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Bayern Gesamt**	T _{Min}	-9,9	-10,7	0,3	-6,2	-1,4	1,4	3,8	3,8	0,9	-1,6	-6,6	-9,2	-3,8
	T _{Max}	1,7	2,3	6,3	10,1	14,7	17,7	19,8	19,3	14,9	10,3	5,6	2,6	10,4
Abwei- chung 20%	T _{Min}	-3,6	-2,9	2,6	4,7	9,7	12,5	14,5	14,1	10,2	6,2	0,7	-2,5	5,4
	T _{Max}	1,6	2,8	5,6	11,9	16,8	19,8	21,7	21,1	16,5	11,6	6	2,8	11,6
Abwei- chung 15%	T _{Min}	-3	-2,3	2,9	5,6	10,5	13,4	15,3	14,9	10,9	6,8	1,3	-1,9	6,1
	T _{Max}	1	2,2	5,3	11	16	18,9	20,9	20,3	15,8	11	5,4	2,2	10,9
Abwei- chung 10%	T _{Min}	-2,5	-1,6	3,2	6,4	11,3	14,2	16,1	15,7	11,6	7,4	1,9	-1,3	6,8
	T _{Max}	0,5	1,5	5	10,2	15,2	18,1	20,1	19,6	15,1	10,4	4,8	1,6	10,2
Abwei- chung 5%	T _{Min}	-1,9	-1	3,5	7,2	12,1	15	16,9	16,4	12,3	8	2,5	-0,7	7,5
	T _{Max}	-0,1	0,9	4,7	9,4	14,4	17,3	19,3	18,8	14,4	9,8	4,2	1	9,5
Abwei- chung 2%	T _{Min}	-1,5	-0,6	3,7	7,7	12,6	15,5	17,4	16,9	12,7	8,4	2,9	-0,3	7,9
	T _{Max}	-0,5	0,5	4,5	8,9	13,9	16,8	18,8	18,3	14	9,4	3,8	0,6	9,1
Abwei- chung 0%*	T _{Min}	-1,3	-0,3	3,8	8	12,9	15,8	17,7	17,2	13	8,6	3,1	-0,1	8,2
	T _{Max}	-0,7	0,2	4,4	8,6	13,6	16,5	18,5	18	13,7	9,2	3,6	0,4	8,8

T_{Min} = Minimalwert der Temperatur; T_{Max} = Maximalwert der Temperatur; *) entspricht der Temperaturspanne des endemischen Habitates; **) Berechnungsgrundlage für prozentuale Abweichung.

Tab. 21 Berechnete Niederschlagswerte in mm für Niederschlagsspannen, die um ±20%, ±15%, ±10%, ±5%, ±2% und ±0% von den Werten des endemischen Fundgebietes abweichen.

Niederschlags- spanne		Monat												
		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Bayern gesamt**	N _{Min}	34	29	39	32	50	51	55	44	42	44	42	43	532
	N _{Max}	230	231	282	238	366	389	437	394	284	212	209	266	3324
Abwei- chung 20%	N _{Min}	5	-3	3	7	17	20	26	16	20	20	21	11	226
	N _{Max}	92	88	113	103	164	179	200	179	128	98	98	112	1502
Abwei- chung 15%	N _{Min}	15	7	16	17	33	37	45	34	32	29	29	23	365
	N _{Max}	82	78	100	93	148	162	181	162	116	89	90	100	1363
Abwei- chung 10%	N _{Min}	24	17	28	27	48	54	64	51	44	37	37	34	505
	N _{Max}	73	68	88	83	133	145	162	144	104	81	82	89	1223
Abwei- chung 5%	N _{Min}	34	27	40	38	64	71	83	69	56	46	46	45	644
	N _{Max}	63	58	76	72	117	128	143	127	92	72	73	78	1084
Abwei- chung 2%	N _{Min}	40	33	47	44	74	81	94	79	63	51	51	52	728
	N _{Max}	57	52	69	66	107	118	132	116	85	67	68	71	1000
Abwei- chung 0%	N _{Min}	44	37	52	48	80	88	102	86	68	54	54	56	784
	N _{Max}	53	48	64	62	101	111	124	109	80	64	65	67	944

N_{Min} = Minimalwert des Niederschlags; N_{Max} = Maximalwert des Niederschlags; *) entspricht der Niederschlagsspanne des endemischen Habitates; **) Berechnungsgrundlage für prozentuale Abweichung.

Im nächsten Schritt wurden die Variablen Temperatur und Niederschlag auf die erstellte Landschaftsfragment-Karte angewendet. Entsprechend der Annahme, dass im Bereich

des endemischen Habitates ein geeignetes Klima herrscht, sollten auf der nächsten erstellten Karte nur die Landschaftsfragmente verbleiben, die die gleichen klimatischen Bedingungen (monatliche Durchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag) wie das endemische Habitat aufwiesen (Abweichung von Temperatur und Niederschlag = 0%) (Tab. 20, Tab. 21). Um zu berücksichtigen, dass endemische Habitate „nur“ geeignete klimatische Bedingungen aufweisen, der Optimalbereich aber eventuell davon abweicht, wurden fünf weitere Landschaftsfragment-Karten erstellt. Diese Karten sollten die Landschaftsfragmente enthalten, deren klimatische Bedingungen innerhalb größerer Abweichungsbereiche vom endemischen Habitat lagen (Abweichungen von Temperatur und Niederschlag um jeweils $\pm 20\%$, $\pm 15\%$, $\pm 10\%$, $\pm 5\%$ und $\pm 2\%$). Die Festlegung der Abweichungsbereiche erfolgte nach subjektivem Ermessen, nachdem unterschiedliche Wertespannen zwischen $\pm 90\%$ und $\pm 2\%$ Abweichung vorgetestet worden waren. Als Grundwert für die Berechnung der Prozentwerte wurde die Differenz der Extremwerte der Temperatur (T)- bzw. Niederschlagswerte (N) des jeweiligen Monats für ganz Bayern verwendet (Tab. 20, Tab. 21). Die berechneten Prozentwerte wurden zur Erweiterung der Wertespanne zum jeweiligen Maximalwert des endemischen Fundgebietes addiert, bzw. vom Minimalwert subtrahiert (Tab. 20, Tab. 21).

Weiterverarbeitung der errechneten Klimawerte in ArcMap

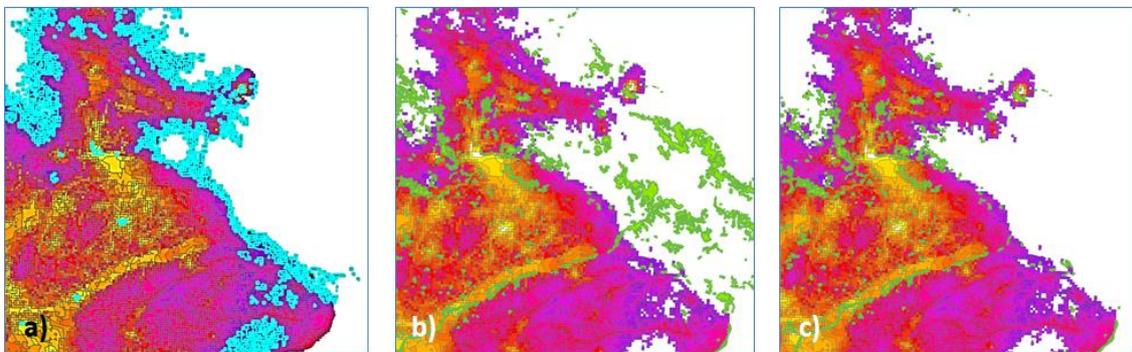


Abb. 58 Beispiel für die Erstellung einer Landschaftsfragment-Karte, die nur die Landschaftsfragmente innerhalb eines gewünschten Temperatur- oder Niederschlagsbereiches enthält. a) Temperaturraster-Karte, auf der Temperaturrasterzellen angewählt sind (blaue Zellen), die außerhalb einer gewünschten Wertespanne liegen; b) gleicher Kartenausschnitt nach Löschen der zuvor angewählten Rasterzellen und aufgelegte Landschaftsfragment-Karte (grüne Polygone); c) gleicher Kartenausschnitt nach Löschen der Landschaftsfragmente außerhalb des gewünschten Klimabereiches.

Auf den Temperatur- und Niederschlagsrasterkarten wurden über die Attributtabelle die Rasterzellen ausgewählt, die über oder unter den jeweils errechneten Wertespannen (Tab. 20, Tab. 21) lagen (Abb. 58a). Die angewählten Bereiche wurden gelöscht, so dass nur Bereiche innerhalb der gewünschten Spanne übrig blieben (Abb. 58b). Anschließend wurde eine Näheberechnung zwischen den verbliebenen Waldgebieten der

zuvor erstellten Landschaftsfragment-Karte (Abb. 57), und den vorselektierten Temperatur- bzw. Niederschlagskarten durchgeführt (Abb. 58b). Landschaftsfragmente außerhalb der vorselektierten Temperatur- und Niederschlagszellen wurden gelöscht (Abb. 58c). Die jeweils verbleibenden Landschaftsfragmente wurden für die Näheberechnung mit den weiteren Klimakarten verwendet, so dass auf der fertig gestellten Landschaftsfragment-Karte nur die Fragmente verblieben, die in allen Monaten innerhalb der gewünschten klimatischen Wertespannen lagen.

Die erstellten Karten wurden miteinander verglichen. Zur weiteren Analyse der potentiellen natürlichen Vegetation und der Wildtiervorkommen wurde eine Karte gewählt, die eine mittlere Anzahl an übrigen Gebieten aufwies. Der Aussagewert von Karten, auf denen noch sehr viele, dicht gestreute Landschaftsfragmente übrig waren, wurde aufgrund des fokalen und seltenen Auftretens von *D. reticulatus* in Deutschland als zu gering betrachtet, ebenso der Aussagewert von Karten mit sehr wenig Gebieten.

Erstellung einer selektierten Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation (PNV)

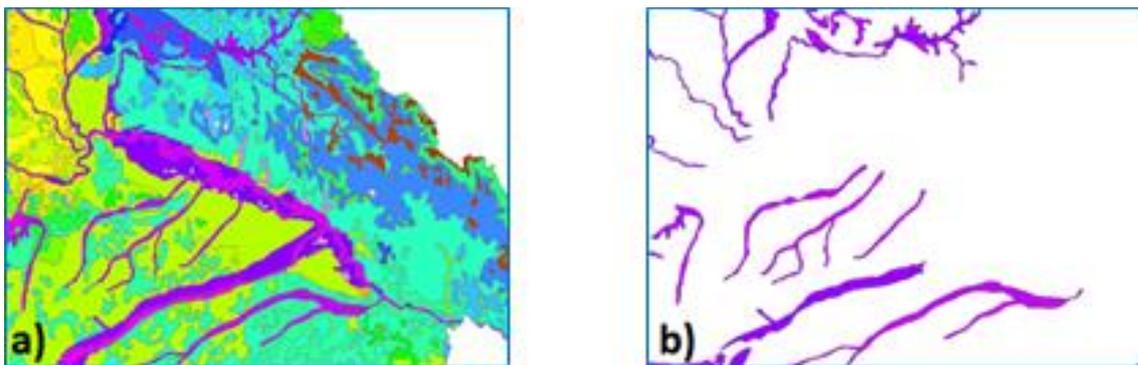


Abb. 59 a) Ausschnitt der Karte der potentiellen natürlichen Vegetation; b) gleicher Kartenausschnitt nach Löschen der Gebiete, die nicht zu den gleichen Vegetationskomplexen wie das endemische Habitat gehörten. Screenshots aus ArcMap, nachbearbeitet.

Auf der Karte der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) sind die vorzufindenden Vegetationskomplexe Obergruppen (gekennzeichnet mit den Großbuchstaben B bis W) zugeordnet (LfU). Diese Obergruppen sind weiter in Untereinheiten (durch Kleinbuchstaben bezeichnet) unterteilt. Vegetationskomplexe der gleichen Obergruppen sind durch ähnliche Farbschemata dargestellt (Abb. 59a). Entsprechend der Ergebnisse der digitalen Geländeanalyse wurden über die Attributtabelle der Karte der potentiellen natürlichen Vegetation die Gebiete ausgewählt, die der gleichen Obergruppe wie endemische Fundgebiete angehörten. Die Auswahl wurde umgekehrt. Anschließend wurden die ausgewählten Gebiete gelöscht, so dass nur PNV Gebiete in der gleichen Obergruppe wie endemische Fundgebiete verblieben (Abb. 59b).

Kombination der erstellten verfeinerten Landschaftsfragment-Karte mit der vorselektierten PNV-Karte und mit den Karten zu Rotwildvorkommen und –korridoren

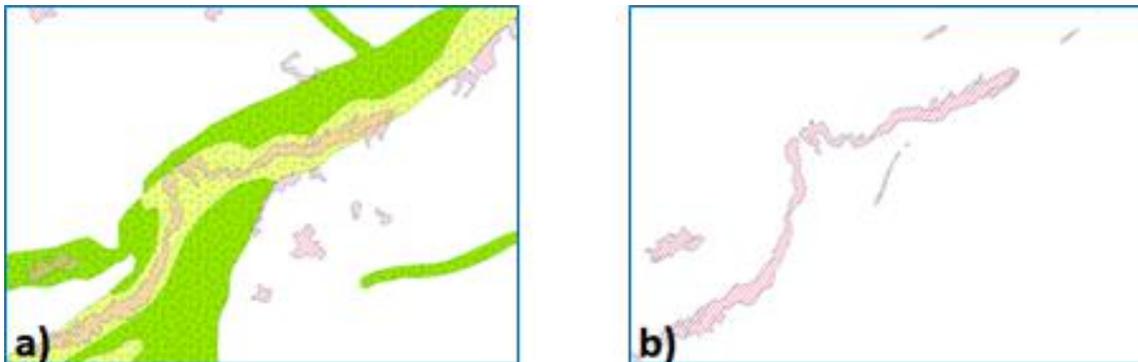


Abb. 60 Erstellung einer Überschneidungskarte, die die Bereiche enthält, die sowohl auf der verfeinerten Landschaftsfragment-Karte, als auch auf der vorselektierten PNV-Karte liegen. a) vorselektierte PNV-Karte (grüne und gelbe Bereiche) mit aufgelegter Landschaftsfragment-Karte (rosa schraffiert); b) Ergebnis der Überschneidung beider Karten.

Um auf der erstellten, verfeinerten Landschaftsfragment-Karte nur die Landschaftsfragmente anzuzeigen, deren Vegetationskomplexe denen des endemischen Fundgebietes entsprachen, wurde die verfeinerte Landschaftsfragment-Karte mit der vorselektierten PNV-Karte überschritten (Abb. 60a). Dadurch verblieben nur die Gebiete auf der Karte, in denen sich beide Eingabekarten überlagerten (Abb. 60b). Im letzten Schritt wurde diese überschrittene Landschaftsfragment-Karte mit den Karten zu Rotwildvorkommen und Rotwildkorridoren überschritten, um in der letztlich erstellten Karte nur noch die Landschaftsfragmente anzuzeigen, die über (Rot-)Wildkorridore mit dem endemischen Habitat in Verbindung stehen.

7. Molekularbiologische Untersuchung auf *Babesia* spp.

7.1. DNA-Extraktion aus Zecken

Gesammelte *D. reticulatus* wurden zweifach in Aqua dest. gewaschen, auf weißem Zellstoff getrocknet und einzeln in beschriftete 2,0 ml Eppendorf Safe-Lock ReaktionsgefäßeTM gegeben. Nicht gesaugte Zecken wurden direkt extrahiert, gesaugte *D. reticulatus* wurden vor der Extraktion mit einem sterilen Skalpell zerteilt, nur ½ Zecke wurde zur Extraktion verwendet, die andere Hälfte der Zecke wurde in ein beschriftetes, frisches Reaktionsgefäß verbracht und bei -20°C tiefgefroren.

Für die DNA-Extraktion wurde der QIAamp DNA Mini Kit (Qiagen Hilden, Deutschland) verwendet. Die DNA-Extraktion wurde gemäß den Empfehlungen des Herstellers mit Modifikation durchgeführt. In jedem Probensatz (24-48 Proben) wurde ein Reakti-

onsgefäß mit Aqua dest. als Negativkontrolle mitbearbeitet.

Zu Beginn der Extraktion wurden die Zecken mit 80 µl PBS Puffer und einer Edelstahlkugel im TissueLyser mit 20 Schlägen/Sek. fünf Minuten mazeriert und über Nacht bei 56°C im Thermomixer inkubiert. Zur Lyse wurde das Gemisch am nächsten Tag mit 200 µl AL Puffer versetzt und 10 min bei 70°C inkubiert. Nach Zugabe von 200 µl Ethanol ($\geq 99,8\%$ reinst, für die Molekularbiologie) wurde das Gemisch auf eine QIAamp Spin Säule pipettiert. Das Filtrat wurde in zwei Schritten mit je 500 µl AW1, bzw. AW2 Puffer gewaschen und zentrifugiert. Im letzten Schritt wurde das Filtrat in zwei Schritten mit je 100 µl AE Puffer eluiert, anstatt – wie vom Hersteller empfohlen – in einem Schritt mit 200 µl AE Puffer. Das DNA-haltige Filtrat wurde bei 4°C im Kühlschrank aufbewahrt.

7.2. Nukleinsäuremessung mit NanoDrop® ND-1000

Der Erfolg der DNA-Extraktion wurde spektrophotometrisch mit NanoDrop® ND-1000 (PeqLab, Erlangen) kontrolliert. Die Beurteilung der Messwerte erfolgte über die Werte des Absorptionsmaximums, die visuelle Beurteilung der Kurve (die für alle Proben möglichst gleichmäßig verlaufen soll), die gemessenen Nukleinsäuregehalte (ng/µl) und die $OD_{260/280}$, die für DNA üblicherweise zwischen 1,8 und 2,0 liegen soll.

7.3. Untersuchung auf *Babesia* spp. mittels Polymerase Kettenreaktion

Zum Nachweis von *Babesia* spp. DNA wurde eine Polymerase Kettenreaktion (PCR) als konventionelle PCR mit dem HotStar Taq DNA Polymerase Kit (Qiagen Hilden, Deutschland) durchgeführt. Der Reaktionsansatz wurde gemäß Herstellerangaben vorbereitet (Tab. 22). Als Primer wurden bereits publizierte und evaluierte genusspezifische Primer – BJ1 und BN2 – verwendet (Tab. 23). Diese amplifizieren ein 411-452 bp (Basenpaar) großes Teilstück des *18S rRNA* Gens. In jedem PCR Ansatz wurde eine Negativkontrolle (Aqua dest, reinst) und drei rotierende Positivkontrollen (*B. canis* 1:10 und *B. vogeli* 1:10, beide aus Hundeblood, sowie *B. divergens* 1:100 aus Rinderblut, von natürlich infizierten Tieren) mitbearbeitet. Die Gesamtmenge des Reaktionsansatzes wurde nach Anzahl der zu bearbeitenden Proben, plus einer Negativ- und einer Positivkontrolle und einem Sicherheitsvolumen von zwei bis drei Proben berechnet. In die PCR Platte wurden pro Probe 45 µl Reaktionsansatz vorgelegt, und mit je 5 µl des DNA-Extraktes vermischt. Die Amplifikation der DNA wurde in einem Eppendorf Mastercycler®gradient (Eppendorf, Hamburg) durchgeführt. Die Schritte des Amplifikationszyklus sind Tab. 24 zu entnehmen.

Tab. 22 Verwendete Reagenzien und Menge zur Durchführung einer konventionellen PCR zum Nachweis des Ziel-Gens *I8SrRNA*. Primer nach Casati et al. 2006.

Reagenz	Menge pro Probe
Puffer 10x	5 µl
dNTP Mix (jeweils 10mM)	1 µl
Primer 1 BJ1 (100 µM)	0,5 µl
Primer 2 BN2 (100 µM)	0,5 µl
Aqua dest., reinst	37,75 µl
Taq Plus (5U/µl)	0,25 µl
DNA Probe	5 µl
Insgesamt	50 µl

Tab. 23 Verwendete Primer zum Nachweis von *Babesia* spp. DNA in *D. reticulatus*.

Erreger	Primer	Sequenz	Referenz
<i>Babesia</i> spp.	BJ 1	5'-GTCTTGTAATTGGAATGATGG-3'	Casati et al. 2006
	BN 2	5'-TAGTTTATGGTTAGGACTACG-3'	

Tab. 24 Schritte des Amplifikationszyklus der konventionellen PCR zum Nachweis des Genabschnittes 411-452 bp des Zielgens *I8S rRNA* von *Babesia* spp mit Primern BJ1/BN2.

PCR Schritt	Zeit	Temperatur	Anzahl Zyklen
Initiale Denaturierung	15min	95°C	1
Denaturierung	30sek	94°C	} 40*
Hybridisierung	30sek	54°C	
Transkription	40sek	72°C	
Finale Transkription	5min	72°C	1

7.4. Agarose-Gelelektrophorese

Die Amplifikate wurden mittels Agarose-Gelelektrophorese bewertet. Zur Herstellung der Gelplatten wurde ein 2%-iges Agarose Gel (je 2g Agarose auf 100ml TAE Puffer) hergestellt, und mit dem Fluoreszenzfarbstoff GelRed™ (Biotium, Hayward, USA) versetzt. Das PCR Produkt wurde mit 3 µl vorgelegtem Gel-loading Buffer (Fermentas Life Science, Leonrot, Deutschland) vermischt und in die Geltaschen der Gelplatten pipetiert. In jeder Geltaschenreihe wurde als Maßstab eine Tasche mit DNA-Ladder-Standard – Gene Ruler™ DNA Ladder-Mix 100bp (Fermentas Life Science, Leonrot, Deutschland) – befüllt. Nach beendeter Gelelektrophorese (200 mA, 100 V, 40 min) wurden die Gele mittels peqlab Geldokumenter unter UV-Licht betrachtet. Als positiv wurden die Proben beurteilt, deren Bandenmuster mit den Banden der Positivkontrollen übereinstimmte.

7.5. Aufreinigung und Sequenzierung im Fremdlabor

Die positiven Proben wurden mittels QIAquick PCR Purification Kit (Qiagen Hilden, Deutschland) nach Herstelleranleitung aufgereinigt. Qualität und Quantität der aufge-

reinigten DNA wurden mit NanoDrop® bestimmt. Die Proben wurden zur Versandvorbereitung auf die vom Labor (Eurofins MWG Operon, Ebersberg) geforderte Konzentration von 5ng/µl verdünnt (mit einem Zielvolumen von 15 µl). Die Proben wurden mit 15µl der verwendeten Primer (2µM) zur Sequenzierung an Eurofins (MWG Operon, Ebersberg), versandt. Die erhaltenen Sequenzen wurden mittels ChromasLite® (Technelysium) bewertet. Die Speziesbestimmung erfolgte über einen Sequenzabgleich mit der Genbank des National Center for Biotechnology Information (NCBI) mittels BLASTn (<http://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>).

IV. ERGEBNISSE

1. Ergebnisse der Felduntersuchung und eingesandte *D. reticulatus*

1.1. Gesamtanzahl gesammelter und eingesandter Zecken

Zecken wurden während der zweiphasigen Aktivitätsperiode von *D. reticulatus* im Frühjahr und im Herbst in den Sammeljahren 2010-2013 gesammelt (Tab. 26, Tab. 27). Insgesamt wurden 4085 Zecken an 61 Standorten (aufgeteilt auf 17 Sammelgebiete) gesammelt, darunter 3746 (91,7%) *I. ricinus* (davon 2095 Adulte, 482 Larven, 1169 Nymphen) (Tab. 27), und 339 (8,3%) *D. reticulatus*. Alle gesammelten *D. reticulatus* waren adult, 214 Exemplare (63,1%) weiblich, 125 Exemplare (36,9%) männlich, was einem Verhältnis von 1,7:1 entspricht (Tab. 26).

Als Antwort auf den Serienbrief wurden fünf *D. reticulatus* aus Nürnberg und Zusmarshausen eingesandt, und ein Infestationsort bei Mühlhausen (Weiherndorf) mitgeteilt. Unabhängig vom versandten Serienbrief wurden dem Lehrstuhl für Vergleichende Tropenmedizin und Parasitologie der LMU München *D. reticulatus* aus Würzburg und Oberschleißheim übersandt, sowie ein Infestationsort an den Isarauen nördlich von München berichtet (Tab. 25).

Tab. 25 *D. reticulatus* Einsendungen vor und während der vorliegenden Studie

Einsendung von <i>D. reticulatus</i>	Wirt	eingesandte <i>D. reticulatus</i>	
		♂	♀
Isarauen bei Fischerhäuser	Mensch	4	1
Mühlhausen (Weiherndorf)*	Hund	+	
Nürnberg*	Hund	1	
Oberschleißheim	Hund	5	
Würzburg	Hund	1	1
Zusmarshausen/Gabelbach (b. Augsburg)*	Hund	1	3 (gesaugt)

+) nur berichtet, keine Einsendung; * Einsendung/ Bericht als Antwort auf den Serienbrief

1.2. Anzahl und Verteilung gesammelter *D. reticulatus*

D. reticulatus wurde an 12 von 61 beprobten Standorten in drei Gebieten nachgewiesen. Am Standort Zengermoos im Gebiet G1 (Großraum München), an den Standorten Bach an der Donau und Frauenzell im Gebiet G7 (Regensburg Ost), sowie an neun von 10 Standorten des Gebietes G3 (Isarauen zwischen München und Freising) (Abb. 61, Tab. 26, Tab. 27).

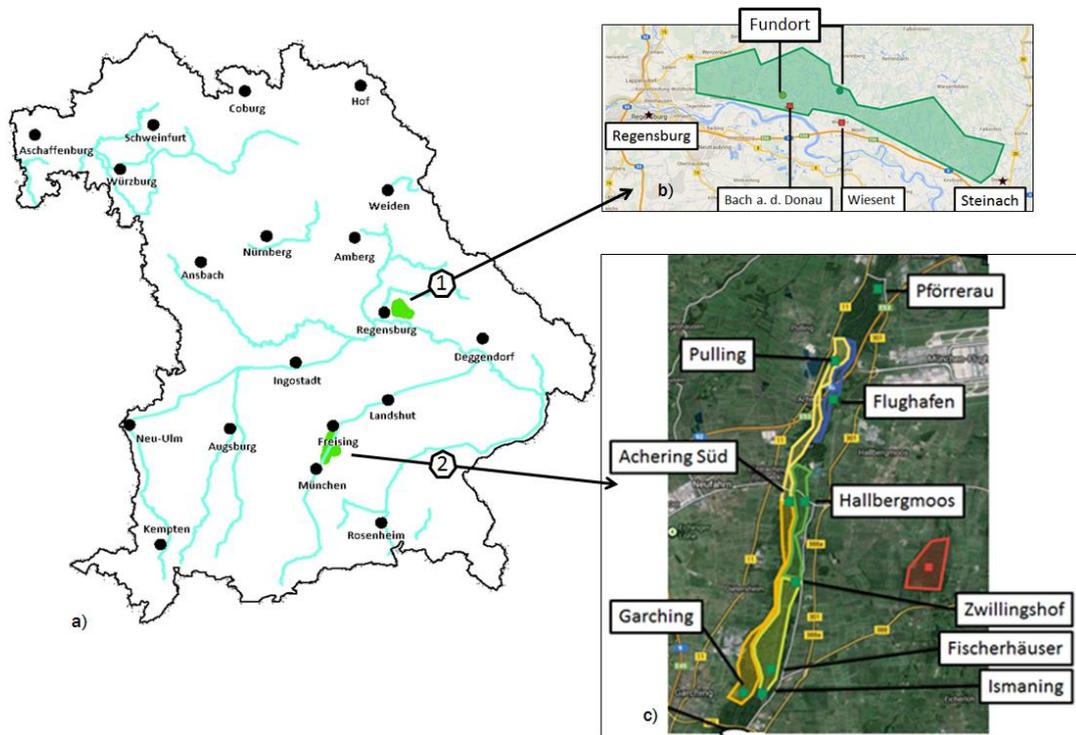


Abb. 61 Schematische Darstellung der Fundorte von *D. reticulatus* auf der Vegetation. a) Übersichtskarte von Bayern mit eingezeichneten *D. reticulatus* Funden (grün). b) Vergrößerter Kartenausschnitt der *D. reticulatus* Funde im Gebiet G7-Regensburg Ost. c) Vergrößerter Kartenausschnitt der *D. reticulatus* Funde im Gebiet G3-unteres Isartal (grüne, gelbe, blaue Bereiche) mit Gebiet G1-Großraum München, Zengermoos (roter Bereich).

D. reticulatus Funde an den Isarauen zwischen München und Freising – Gebiet G3

Die Isarauen nördlich von München bis Freising werden aufgrund zahlreicher Nachweises von *D. reticulatus* in verschiedenen Aktivitätsperioden im kompletten Gebiet als endemisch eingestuft (Abb. 61a, c, Tab. 26). Das endemische Habitat erstreckt sich am Ostufer der Isar zwischen Ismaning (zwei km nördlich der Stadtgrenze) und der Höhe des Flughafens. Am Westufer der Isar wurden endemische Vorkommen von *D. reticulatus* zwischen Garching Nord und Pulling nachgewiesen (Abb. 61c).

D. reticulatus wurde an den Isarauen an sechs Standorten am Ostufer und an drei Standorten am Westufer nachgewiesen (Abb. 61c, Tab. 26, Tab. 27). Die Randgebiete der beprobten Standorte gehen ineinander über. Jeder Standort dieses Gebietes, außer der nördlichste Standort „Pfförrerau“ (Freising Süd) (Abb. 61c), wurde in mindestens zwei Aktivitätsperioden *D. reticulatus* positiv evaluiert (Tab. 26). Zwischen Zwillingshof und Ismaning (Abb. 61c-hellgrüner Bereich; Standorte Ismaning mit Fischerhäuser, Fischerhäuser und Zwillingshof bis Fischerhäuser) wurden 151 *D. reticulatus* gesammelt (Tab. 26). Im Bereich zwischen Zwillingshof und Hallbergmoos, der sich direkt nördlich anschließt (Abb. 61c-dunkelgrüner Bereich) wurden 118 *D. reticulatus* gesammelt (Tab. 26). Im Bereich des Flughafens wurden 33 *D. reticulatus* gesammelt

(Abb. 61c-blauer Bereich, Tab. 26). Am Westufer der Isar wurden 29 *D. reticulatus* auf den Sammelstrecken zwischen Garching, Acherling und Pulling gefunden (Abb. 61c-gelber Bereich, Tab. 26).

Tab. 26 Anzahl gesammelter *D. reticulatus* an *D. reticulatus* positiven Standorten

Gebiet und Standort		Erstevaluierung		Nachevaluierung		Weitere Sammlung	
		Datum	<i>D. r.</i> g (m/w)	Datum	<i>D. r.</i> g (m/w)	Datum	<i>D. r.</i> g (m/w)
G1	Zengermoos	03.10.11	1 (1/0)	05.06.12	0 (0/0)	-	-
	Pförrerau	28.10.11	1 (0/1)	22.08.13	0 (0/0)	-	-
G3	Ismaning mit Fischerhäuser/Fischerhäuser	26.09.10	10 (0/10)	05.09.10 (F)	11 (4/7)	-	-
	Zwillingshof ZH bis Fischerhäuser *	07.09.10	72 (27/45)	03.11.11	30 (10/20)	23.08.13	28 (16/12)
	Zwillingshof ZH mit Hallbergmoos **	23.09.10	48 (18/30)	27.10.11	67 (25/42)	06.09.10 (H)	3 (0/3)
	Flughafen	09.09.11	30 (13/17)	22.08.13	3 (1/2)	-	-
	Areal zwischen Garching-Acherling-Pulling	14.04.11 (G)	10 (0/10)	13.09.11 (P)	3 (1/2)	15.09.11 (A)	16 (7/9)
G7	Bach a.d. Donau	10.05.12	1 (0/1)	21.08.13	0 (0/0)	-	-
	Frauenzell Wiesent	10.05.12	5 (2/3)	21.08.13	0 (0/0)	-	-

D.r. = *D. reticulatus*; g = gesamt; m = männlich; w = weiblich; ZH = Standort Zwillingshof; *) Standort Zwillingshof, Sammelstrecke 1; **) Standort Zwillingshof, Sammelstrecke 2; G1 = Sammelgebiet Großraum München; G3 = Sammelgebiet unteres Isartal zwischen München und Freising; G7 = Sammelgebiet Regensburg Ost; A = Acherling bis Garching Nord; F = Fischerhäuser; G = Garching Nord mit Mintraching Süd; H = Hallbergmoos; P = Pulling mit Mintraching; gemessene Temperatur- und Niederschlagswerte der Beprobungstage finden sich in Tab. 27.

***D. reticulatus* Funde im Raum Regensburg Ost (Gebiet G7) und im Zengermoos**

In nur einer Aktivitätsperiode wurde *D. reticulatus* im Gebiet Regensburg Ost, an den Standorten Bach an der Donau (ein Exemplar) und am ca. sechs km entfernten Standort Frauenzell/Wiesent (fünf Exemplare) (Abb. 61a, b, Tab. 26), sowie im Gebiet Großraum München, am Standort Zengermoos (ein Exemplar) (Abb. 61a, c, Tab. 26), gefunden. Die Nachevaluierung der Gebiete blieb ergebnislos (Tab. 26). Beide Gebiete werden daher als Fundorte eingestuft, nicht als endemische Habitate.

Saisonale Aktivität von *D. reticulatus*

Wirtssuchende *D. reticulatus* wurden in den Monaten April, August, September, Oktober und November gefunden (Tab. 26). Die jahreszeitlich früheste Aktivität wurde am 14.04.2011 festgestellt, die jahreszeitlich späteste Aktivität am 03. November 2011. Im August 2013 wurden trotz hoher Tagestemperaturen am Sammeltag (Tab. 27) wirtssuchende *D. reticulatus* auf der Sammelstrecke zwischen Zwillingshof und Fischerhäuser sowie am Flughafen festgestellt.

Da die Sammlungen in dieser Arbeit qualitativ durchgeführt wurden, ist eine Auswertung der saisonalen Aktivität von *D. reticulatus* nicht möglich. Bedingte Rückschlüsse auf die saisonale Aktivität können für die Standorte Zwillingshof bis Fischerhäuser, Zwillingshof bis Hallbergmoos und Flughafen gezogen werden (Tab. 26). An diesen Standorten wurde jeweils die gleiche Strecke in unterschiedlichen Sammelmonaten abgeflagt. Am Standort Zwillingshof bis Fischerhäuser war die größte Aktivität im September 2010 festgestellt worden, im November 2011 war die Aktivität im Vergleich dazu um ca. 50%, im August 2013 um ca. 2/3 reduziert (Tab. 26). Am Standort Zwillingshof bei Hallbergmoos war die Aktivität im September 2010 1/3 geringer als im Oktober 2011 (Tab. 26). Am Standort Flughafen waren im August 2013 drei *D. reticulatus* gesammelt worden, im Vergleich dazu waren im September 2011 10-mal so viele *D. reticulatus* gesammelt worden (Tab. 26). Es wurde somit festgestellt, dass die Aktivität von *D. reticulatus* im Herbst hoch ist, aber ab November abnimmt. Zudem ist *D. reticulatus* im August trotz hoher Tagestemperaturen aktiv, die Aktivität ist aber deutlich geringer als in den Herbstmonaten.

1.3. Anzahl und Verteilung gesammelter *I. ricinus*

An den 12 Standorten, an denen *D. reticulatus* gefunden wurde, wurde auch *I. ricinus* nachgewiesen. An 37 der restlichen beprobten Standorte wurden ausschließlich *I. ricinus* gefunden. An 12 Standorten wurden keine Zecken gefunden. Es handelte sich dabei meist um Standorte, die im Spätherbst (Ende September/Anfang Oktober) beprobt wurden. Adulte männliche und weibliche *I. ricinus* wurden im Verhältnis von ca. 1:1 gefunden (Tab. 27).

Tab. 27 Sammelorte und Funde von *I. ricinus*

Gebiet	Standort	Datum	Gesammelte <i>I. ricinus</i>					T	LF	TB	
			g	mA	wA	L	N				
G1	Daglfing	26.09.2011	0	0	0	0	0	24,1	49	20	
	Mallertshofer Holz	08.09.2010	7	4	0	0	3	15,1	68,8	19	
	Inhausen	14.10.2011	8	5	2	0	1	20,1	50,5	15	
	Schwarzhölzl	09.05.2012	407	15	23	252	117	28,5	51	20	
	Zengermoos*	03.10.2011	8	3	3	1	1	19,7	56	22	
		05.06.2012	329	90	71	168	0	18,5	51,8	19	
G2	Straßlach	24.05.2011	5	3	2	0	0	25	43,6	24	
G3	Dietersheim	17.05.2011	0	0	0	0	0	23,3	50,6	22	
	Ismaning mit Fischerhäuser*	26.09.2010	12	6	5	0	1	16,1	64	17	
	Garching mit Mintraching*	14.04.2011	91	27	31	0	33	16,2	40,5	16	
	Pulling mit Mintraching*	13.09.2011	8	3	5	0	0	23	55	20	
	Achering bis Garching Nord*	15.09.2011	3	1	2	0	0	20,3	59	20	
	Fischerhäuser*	05.09.2010	1	0	1	0	0	22	44,5	19	
	Flughafen*	09.09.2011	1	1	0	0	0	25,1	65,9	21	
		22.08.2013	0	0	0	0	0	23,4	54,7	25	
	Hallbergmoos*	06.09.2010	1	0	1	0	0	19,4	42,7	19	
	Pförrerau*	28.10.2011	0	0	0	0	0	19,6	58,5	18	
		22.08.2013	1	1	0	0	0	25,6	40,9	26	
	ZH	bis Fischerhäuser*	07.09.2010	12	8	4	0	0	20	52,8	19
			03.11.2011	3	0	2	0	1	11,5	49,5	17
			23.08.2013	12	6	6	0	0	23,1	58	21
		bis Hallbergmoos*	27.10.2011	3	1	2	0	0	20	52,8	19
23.09.2010			18	8	7	0	3	19,3	53,6	20,5	
G4	Untere Schwabenu	05.05.2012	47	18	18	0	11	19,9	63,5	18	
	Marzling Nord	30.03.2012	41	17	16	0	8	13	55,9	11	
	Marzling Süd	07.05.2012	133	61	58	0	14	17,7	65,6	16	
	Gaden	14.09.2010	4	1	3	0	0	16,5	54,4	17	
	Niederhummel	08.05.2012	106	43	46	0	17	20,5	66,1	19	
	Grünseiboldsdorf	15.09.2010	7	4	2	0	1	17,2	46	18	
	Edlkofen	22.09.2010	0	0	0	0	0	17,5	41,4	17	
	Niederaichbach	17.03.2012	16	5	11	0	0	24,2	40,2	14	
G5	Isarmündung bei Holzschwaig	04.04.2012	127	25	25	0	77	18	56,5	16	
	Niederpöring	03.04.2012	389	112	95	20	162	18,3	54	20	
	Pielweichs	02.04.2012	132	28	27	30	47	18,5	46,5	13	
	Isarmündung am Südufer	09.10.2010	3	0	2	0	1	19,5	55	18	
	Forstern b. Plattling	09.10.2010	3	1	2	0	0	13,4	38,5	17	
	Plattling Ost	03.04.2012	131	59	55	0	17	21,5	46,9	12	
G6	Tegernheim	29.05.2011	+					27,6	50,8	25	
	Sinzing	15.05.2011	201	56	38	0	107	27,6	25	24	
	Aberdeenpark	10.03.2012	0	0	0	0	0	13,4	48,5	10	

Fortsetzung Tab. 27

Gebiet	Standort	Datum	I. r.					T	LF	TB
			g	mA	wA	L	N			
G7	Pillnach	16.03.2011	4	1	3	0	0	21,5	43,6	12
	Bach a. d. Donau*	10.05.2012	7	2	1	0	4	25,5	55,2	16
		21.08.2013	0	0	0	0	0	28,4	54	25
	Frauenzell*	10.05.2012	21	7	8	0	6	26,2	50	16
		21.08.2013	0	0	0	0	0	28,4	55,2	33
G8	Bergheim	29.09.2011	0	0	0	0	0	24,3	60	20
	Bittenbrunn	15.05.2012	149	56	53	0	40	17,1	62,2	16
G9	Ettenbeuren	16.04.2011	47	30	6	1	10	16,2	40,5	17
G10	Grimoldsried	17.04.2012	105	23	24	0	58	14,7	49,7	12
	Langenneufnach	17.04.2012	75	3	4	0	68	16,2	35,4	11
	Elmischwang	17.04.2012	185	33	52	0	100	16,2	46,2	11
G11	Dinkelscherben	25.04.2012	59	20	22	0	17	21,4	36,7	16
	Rommelsried	04.05.2012	90	17	27	0	46	26,8	44,9	18
	Rothsee	16.04.2011	35	14	20	0	1	23,4	44	18
G12	Wörleschwang	25.04.2012	185	46	38	0	101	22	33,7	18
	Emersacker	04.05.2012	215	96	96	0	23	24,4	42,8	18
	Welden	04.05.2012	223	92	94	0	37	20,7	55,2	14
	Horgau	06.10.2011	7	3	4	0	0	22,9	54,5	20
G13	Langweid a. Lech	06.10.2011	0	0	0	0	0	23,1	54,8	23
	Oberottmarshausen	11.10.2011	0	0	0	0	0	20,6	61,6	20
G14	Veitshöchheim	23.08.2013	9	1	7	0	1	27,7	56,4	24
		02.09.2013	0	0	0	0	0	15,1	63	18
	Margetshöchheim	23.08.2013	10	2	4	0	4	26,7	54	24
		02.09.2013	0	0	0	0	0	15,1	63	18
	Königswäldchen	03.10.2011	0	0	0	0	0	23,7	56,1	23
	Sieboldspark	03.10.2011	0	0	0	0	0	22,7	57,2	23
	Gerbrunn	03.10.2011	0	0	0	0	0	22,9	56,1	22
G15	Weihersdorf Nord	04.10.2011	8	2	2	0	4	26,2	52,8	26
	Weihersdorf Süd	04.10.2011	0	0	0	0	0	26,2	52,8	26
G16	Pegnitz	08.10.2013	40	1	3	10	26	18,2	60,8	17
	Dehnberg	08.10.2013	2	1	0	0	1	13,5	40,5	17
G17	Kemmern bis Breitengüßbach	24.08.2013	0	0	0	0	0	29,4	44,5	23
Gesamt			3746	1062	1033	482	1169			

A = adult; L = Larve; N = Nymphe; g = gesamt; m = männlich, w = weiblich; ZH = Zwillingshof; T = Temperatur in °C; LF = Luftfeuchtigkeit in %; TB = Temperatur Boden in °C; * sympatrisches Auftreten mit *D. reticulatus* (Tab. 26); + *I. ricinus* positiv, genaue Anzahl kann nicht angegeben werden. G1 = Großraum München; G2 = Isarauen südlich von München; G3 = Isarauen zw. München und Freising; G4 = Isarauen zwischen Freising und Plattling; Gebiet G5 = Isarmündung zw. Plattling und Deggendorf; G6 = Regensburg; G7 = Regensburg Ost; G8 = Ingolstadt; G9 = Ichenhausen; G10 = Westliche Wälder Süd; G11 = Zusmarshausen Süd; G12 = Westliche Wälder Nord; G13 = Lechauen; G14 = Würzburg; G15 = Mühlhausen; G16 = Nürnberg; G17 = Michelau.

Die Anzahl adulter *I. ricinus* lag an allen beprobten Standorten zwischen 0 und 407. Große Anzahlen von *I. ricinus* stammten aus den Sammelgebieten der Westlichen Wälder bei Augsburg (Gebiet G12 Holzwinkel), aus den Wäldern im Großraum München (Gebiet G1) und aus den Isarauen zwischen Freising bis zur Isarmündung (Gebiet G4

und G5) (Tab. 27). Gebiete, in denen hohe Anzahlen von *I. ricinus* gefunden wurden, zeichneten sich durch dichten Unterwuchs aus (z.B. das „Schwarzhölzl“ im Großraum München und die Wälder der Isarauen, Tab. 12), oder wiesen Ökotonbereiche mit dichter Randvegetation auf, z.B. Übergänge zwischen Wald- und Wiesenflächen, bzw. landwirtschaftlichen Nutzflächen (Gebiet G12). Die geringsten Anzahlen von *I. ricinus* stammten aus den Gebieten der Isarauen südlich von München, aus Mühlhausen, Würzburg und Michelau (Tab. 27), was auf wenig dichten Unterwuchs in den beprobten Gebieten (Tab. 12), bzw. den Beprobungszeitraum (Spätherbst und August) zurückzuführen ist (Tab. 27). An den 12 Standorten, an denen beide Zeckenarten sympatrisch auftrafen, waren insgesamt 870 Zecken gesammelt worden, darunter 531 *I. ricinus* (61%). In diesen Gebieten variierte die Anzahl gesammelter *I. ricinus* zwischen 0-329 Exemplaren pro Standort, *I. ricinus* Larven wurden ausschließlich am Standort Zengermoos nachgewiesen, die Zahl der *I. ricinus* Nymphen lag zwischen 0-33 Exemplaren (Tab. 27).

2. Charakteristik von *D. reticulatus* Fundorten

2.1. Habitatstyp

D. reticulatus wurde in drei unterschiedlichen Habitatstypen nachgewiesen: in einem Moorbirkenwald (Zengermoos), in einem Hangmischwald mit zahlreichen kleinen Gewässern (Gebiet Regensburg Ost) und in einer Flusslandschaft mit Auencharakter (Isarauen). Alle Habitate sind humide Areale an Gewässern, bzw. in Flusslandschaften, die teilweise moorige Bereiche aufweisen. In dieser Studie wurden weitere Habitate beprobt, die ähnliche Habitatsstrukturen wie die positiv evaluierten Gebiete aufwiesen, darunter zwei Habitate mit Moorcharakter, vier Hangmischwälder mit Gewässern, und sieben Flusslandschaften mit Auwaldcharakter (Tab. 12). Die Evaluierung dieser Gebiete erbrachte keine weiteren *D. reticulatus* Funde.

2.2. Vegetationskomplexe

An allen positiv beprobten Standorten fanden sich Mischwaldareale. Die bestandsbildenden Baumarten sind für Mitteleuropa typisch (Ellenberg 1996) (Tab. 12). Als Besonderheiten fanden sich im Gebiet Regensburg Ost direkt am Fundort Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*), am Standort Zengermoos Moorbirken. Beide Baumarten wachsen vorwiegend auf Böden mit extremem Feuchtigkeitscharakter, bzw. Staunässe (Oberdorfer 2001). Sie wurden bei der durchgeführten Felduntersuchung auch in den Wäldern im

Großraum München, sowie in Gebieten mit moorigem Charakter gefunden (Tab. 12). Die Strauch- und Gräuserschicht war an den positiv beprobten Standorten Zengermoos, Frauenzell und der Isar dicht und – vor allem an der Isar – sehr artenreich, am Standort Bach an der Donau wenig artenreich, hier fanden sich vorwiegend Moose, Farne und Gräser (Tab. 12).

2.3. Bodenfeuchte und Wasserdynamik

Die Böden an den Fundorten im Gebiet Regensburg Ost und im Zengermoos zeichnen sich aus durch extremen Feuchtigkeitscharakter, bis hin zur Staunässe. In eigenen Untersuchungen wurde festgestellt, dass der Bach in Frauenzell jahreszeitlich bedingt über das Ufer tritt, wodurch das Lichtungsareal einen sumpfigen Charakter bekommt. Das Gebiet weist damit eine hohe Wasserdynamik auf. Ähnliches gilt für das Zengermoos. Das Gebiet ist ein Moorareal, dessen Böden grundsätzlich von Staunässe geprägt sind. Durch den nahegelegenen Flughafen unterliegen die Grundwasserspiegel der angrenzenden „Moose“ (entspricht einem Moor) jedoch zeitweisen Schwankungen – durch Abpumpen von Grundwasser im Flughafenbereich – und natürlich auftretendem Wiederanstieg. Die Isarauen nördlich von München sind ebenfalls durch den nahegelegenen Flughafen, sowie durch Begradigungen des Flusses beeinträchtigt, so dass die Wasserdynamik nicht der eines naturbelassenen Auwaldes entspricht, aber teilweise erhalten ist: Im Gebiet treten Überschwemmungen noch bei extremen Hochwasserereignissen auf (WWA München). Alle Bodentypen, die klassischerweise in einem Auwaldgebiet vorkommen, konnten trotz der veränderten Habitatsstruktur an den Isarauen nachgewiesen werden. So fanden sich im Untersuchungsgebiet Böden mit hoher Bodenfeuchtigkeit im Einzugsbereich von kleinen Gewässern und Tümpeln, aber auch Wiesenflächen mit eher trockenem Charakter, sowie Brennen im Uferbereich der Isar (auf Kiesflächen), vor allem am Westufer der Isar.

2.4. Kleinräumliche Charakterisierung der Fundorte



Abb. 62 Fotos der *D. reticulatus* Fundorte. a) Bach an der Donau (Regensburg Ost); b) Frauenzell (Regensburg Ost); c) Zengermoos (Großraum München)



Abb. 63 Beispielbilder für die Vegetationszusammensetzung an *D. reticulatus* Fundorten an den Isarauen. a) Zwillingshof; b) Fischerhäuser; c) Achering

Vegetation

In den quantitativ schwachen Gebieten, Zengermoos und Regensburg Ost, war *D. reticulatus* von moorigen Lichtungsflächen, mit vorwiegendem Vorkommen von Seggengräsern (*Carex* spp.) abgesammelt worden (Abb. 62). Am Fundort Frauenzell (Regensburg Ost) fanden sich im Uferbereich zudem Binsengewächse (Juncaceae) (Abb. 62b). An allen Fundorten befand sich *D. reticulatus* in direkter Nähe (max. 50 cm Entfernung) von einzelnen oder in Kleingruppen wachsenden Bäumen. An den Isarauen war keine Vegetationspräferenz zu erkennen, *D. reticulatus* wurde auf diversen Pflanzenarten in unterschiedlichen Wuchshöhen gefunden, z.B. auf Grünwiesenflächen, bzw. Wegrandstreifen bestehend aus diversen Gräserarten oder in dichten Strauchschichten aus Brombeere (*Rubus sectio Rubus*), Efeu (*Hedera* spp.), Springkraut (*Impatiens* spp.), kanadischer Goldrute (*Solidago* spp.) und großer Brennnessel (*Urtica dioica*) (Abb. 63).

Gewässernähe

An den quantitativ schwachen Standorten im Gebiet Regensburg Ost (Abb. 62a, b) und im Zengermoos (Abb. 62c) war die Präferenz für Gewässernähe deutlich zu erkennen. Die Zecken wurden in maximaler Entfernung von 10 m zu einem Fließgewässer gefun-

den. Das quantitativ starke Gebiet der Isarauen ist als flussbegleitende Waldlandschaft durch das Vorkommen der – mittig im Gebiet verlaufenden – Isar, sowie von zahlreichen kleinen Bächen und Gräben geprägt, *D. reticulatus* fand sich aber in diesem Gebiet nicht nur im direkten Einzugsbereich der Gewässer, sondern auch in Bereichen mit trockenerem Charakter, z.B. auf Wiesenlichtungsflächen und am Wegrand (Abb. 63). Als weiteste Entfernung zu einem oberflächlich verlaufenden Gewässer wurden 200 m ermittelt. Hohe Anzahlen von *D. reticulatus* wurden aus den Ökotonbereichen zwischen Wäldern und Wegen, bzw. zwischen Wäldern und Wiesen, abgesammelt.

2.5. Wildtiervorkommen

An den positiv beprobten Standorte gibt es eine Vielzahl an Wildtieren (Tab. 14, Tab. 28), so dass *D. reticulatus* überall geeignete Wirtstiere, z.B. Hasen, Kaninchen, kleine Karnivore und Rehwild finden kann (Tab. 3). An größeren Wildtieren findet sich an den Isarauen zwischen München und Freising und im Zengermoos das in Bayern seltene Rotwild. Das Wild quert bedingt zwischen beiden Arealen (BJV). Ca. 30 m vom Fundort Bach an der Donau entfernt befindet sich ein umzäuntes Schwarzwildgehege.

Tab. 28 Wildtiervorkommen an den positiv beprobten Standorten. Zusammengefasst nach Imm et al. 2009 und Informationen des BJV.

Wildtiergruppe	Wildtier, deutsche Bezeichnung	Wildtier, Fachbezeichnung	Isarauen	Zengermoos	Regensburg Ost
Federwild	Fasan	<i>Phasianus colchicus</i>	+	-	+
	Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	+	-	-
	Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>	+	-	-
	Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	+	+	+
Haarwild	Feldhase	<i>Lepus europaeus</i>	+	-	-
	Wildkaninchen	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	+	+	+
	Steinmarder	<i>Martes foina</i>	+	-	+
	Baummarder	<i>Martes martes</i>	+	n.a.	+
	Waldiltis	<i>Mustela putorius</i>	+	n.a.	-
	Hermelin	<i>Mustela erminea</i>	+	n.a.	-
	Mauswiesel	<i>Mustela nivalis</i>	+	n.a.	-
	Dachs	<i>Meles meles</i>	+	n.a.	-
	Biber	<i>Castor fiber</i>	+	n.a.	+
	Schwarzwild	<i>Sus scrofa</i>	+	-	+
	Rehwild	<i>Capreolus capreolus</i>	+	+	+
	Rotwild	<i>Cervus elaphus</i>	+	+	-

n.a. = nicht bekannt; +) Vorkommen beschrieben; -) kein Vorkommen beschrieben.

2.6. Urbanisierung

Alle Gebiete werden regelmäßig von Passanten frequentiert, da sie bekannte Naherholungsziele sind. Die Isarauen sind darüber hinaus auch überregionales Tourismusziel. Vor allem Hundebesitzer nutzen die Gebiete regelmäßig als Spazierweg.

3. Klimadaten

3.1. Gemessene Tageswerte

Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit

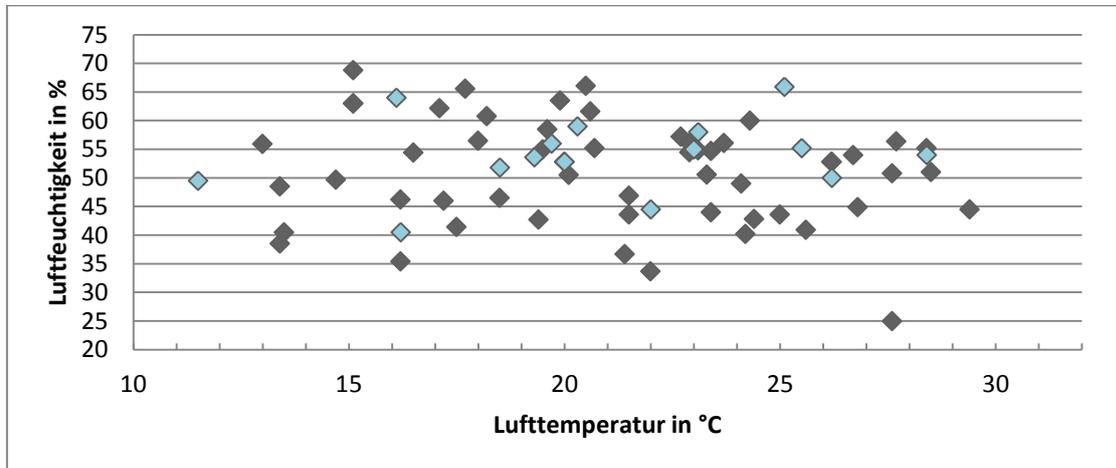


Abb. 64 Darstellung der Kombination der gemessenen Tageswerte aus Temperatur (°C) und Luftfeuchtigkeit (in %) an den beprobten Standorten. Hellblau dargestellt sind Standorte, an denen Aktivitäten von *D. reticulatus* festgestellt wurden.

Die gemessene Luftfeuchtigkeit lag zwischen 25% (September, Standort Sinzing) und 68,8% (Mai, Mallertshofer Holz). Die Messwerte für Lufttemperatur lagen zwischen 11,5° im November (Isarauen zwischen München und Freising) und 28,5° im Mai (Schwarzhölzl im Gebiet München) (Tab. 27). Aktivitäten von *D. reticulatus* wurden unabhängig von der gemessenen Tagestemperatur und Luftfeuchtigkeit – zwischen 11,5°C und 26,2°C Tagestemperatur, und bei Luftfeuchtigkeitswerten zwischen 40,5% und 65,9% – festgestellt (Abb. 64, Tab. 27).

Bodentemperatur

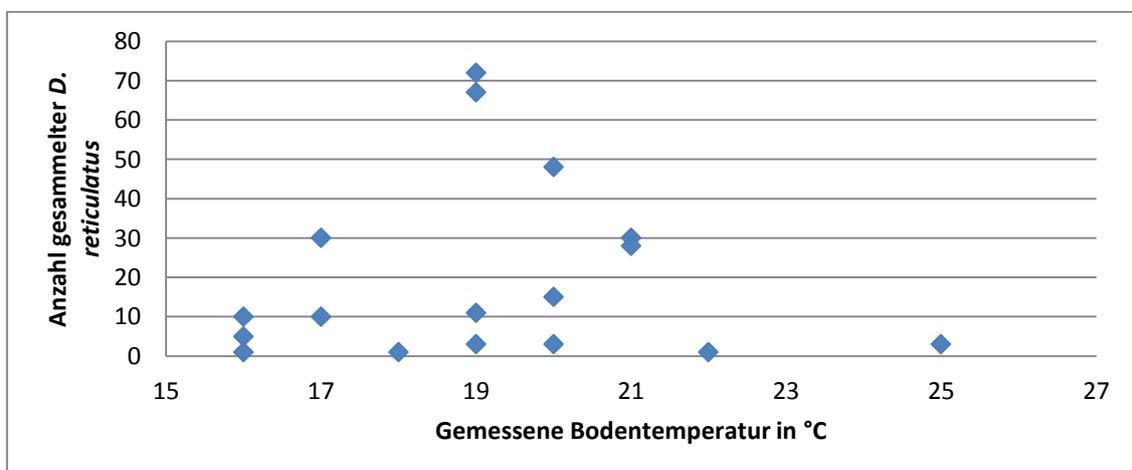


Abb. 65 Anzahl gesammelter *D. reticulatus* in Abhängigkeit von der gemessenen Bodentemperatur.

Die gemessene Bodentemperatur lag zwischen 10° (März, Regensburg) und 33° (Au-

gust, Frauenzell/Wiesent). Insgesamt wurden niedrigere Bodentemperaturen (10°-17°) bei den Sammlungen im Frühjahr gemessen, höhere Bodentemperaturen (17°-33°) wurden bei den Sammlungen im Herbst festgestellt. Aktivitäten von *D. reticulatus* konnten bei Bodentemperaturen zwischen 16°C und 25°C festgestellt werden, die größte Anzahl an *D. reticulatus* wurde bei Bodentemperaturen von 19°C und 20°C gesammelt (Abb. 65, Tab. 27).

3.2. Durchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag in Bayern

Die durchschnittliche Jahrestemperatur in Bayern liegt bei 7,8°C (Ermittlungszeitraum 30 Jahre, 1971-2000). Der kälteste Monat ist Januar, danach steigen die Temperaturen kontinuierlich bis Juli an und sinken danach kontinuierlich bis Dezember ab (Abb. 66- blaue Kurve, Tab. 36 im Anhang).

Die jährliche Niederschlagsmenge in Bayern liegt bei 945 mm. Die monatlichen Niederschlagsmengen sind von Januar bis April am niedrigsten, danach steigen die Werte bis Juli kontinuierlich an. Von September bis Oktober bleiben die Niederschlagswerte auf einem niedrigeren Level, bei eher plateauartigem Verlauf (Abb. 66, rote Kurve, Tab. 36 im Anhang).

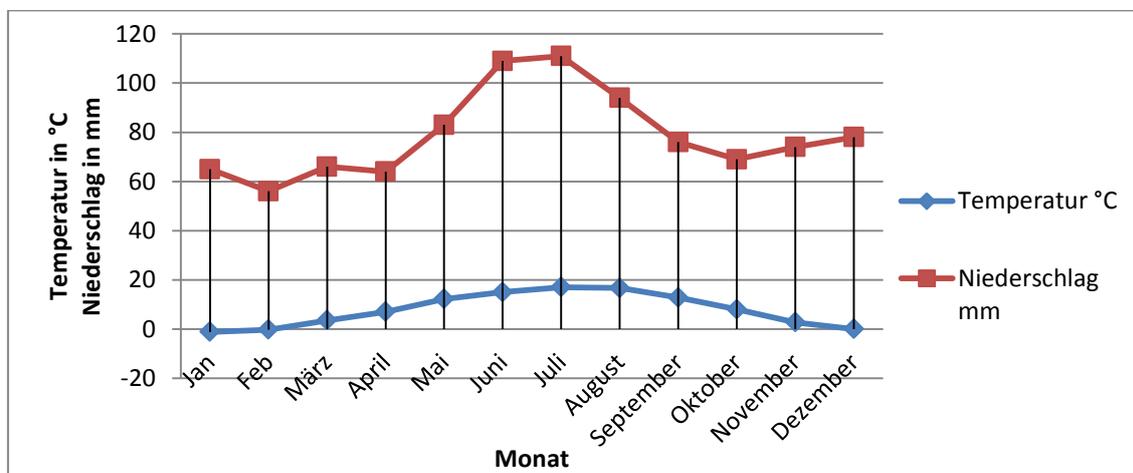


Abb. 66 Verlauf der Monatsdurchschnittswerte von Temperatur (blaue Kurve) und Niederschlag (rote Kurve) in Bayern (Datenquelle: DWD, errechnete Mittelwerte aus den Messjahren 1971 – 2000).

3.3. Jährliche Durchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag in den Sammelgebieten

Die Auswertung der digitalen Klimarasterkarten (Ermittlungszeitraum 30 Jahre, 1981-2010) ergab für die Sammelgebiete jährliche Durchschnittstemperaturen zwischen 8,1°C (Mühlhausen) und 9,4°C (Würzburg), wobei nur drei Gebiete über einer jährlichen Durchschnittstemperatur von 8,6°C lagen: Würzburg, Michelau und die Wälder im

Großraum München (Tab. 29). Die Gebiete Würzburg und Michelau wiesen gleichzeitig die niedrigsten jährlichen Niederschlagsmengen auf. Die Niederschlagsmengen der restlichen Gebiete lagen zwischen 741 mm und 1169 mm pro Jahr (Tab. 29). Die jährlichen Niederschlagswerte variierten unabhängig von der jeweiligen jährlichen Durchschnittstemperatur. Als wärmste und trockenste Gebiete wurden die Gebiete in Mainfranken in Nordbayern (Würzburg und Michelau) ermittelt. *D. reticulatus* Fundgebiete lagen, im Vergleich zu den anderen beprobten Standorten, mit durchschnittlichen Jahrestemperaturen von 8,2°C-8,8°C und mit durchschnittlichen Jahresniederschlagsmengen von 800-931 mm in unterschiedlichen Wertebereichen. Das endemische Fundgebiet der Isar liegt mit 8,5°C Jahresdurchschnittstemperatur und 863 mm Niederschlag/Jahr im mittleren, das Fundgebiet im Großraum München liegt mit 8,8°C Jahresdurchschnittstemperatur und 931 mm jährlichem Niederschlag im oberen und das Fundgebiet Regensburg Ost liegt mit 8,2°C Jahresdurchschnittstemperatur und 800 mm jährlichem Niederschlag im unteren Temperatur- und Niederschlagsbereich aller beprobter Standorte (Tab. 29).

Tab. 29 Vergleich der jährlichen Durchschnittswerte von Temperatur (°C) und Niederschlag (mm) in den beprobten Gebieten.

Sammelgebiet	Jahresniederschlag in mm	Jahrestemperatur in °C
Gebiet 1 – Großraum München	931	8,8
Gebiet 2 – Isarauen München Süd	1169	8,2
Gebiet 3 – Isarauen München bis FS	863	8,5
Gebiet 4 – Isarauen FS bis Plattling	818	8,6
Gebiet 5 – Isarmündung	926	8,2
Gebiet 6 – Regensburg	741	8,6
Gebiet 7 – Regensburg Ost	800	8,2
Gebiet 8 - Ingolstadt	749	8,5
Gebiet 9 - Ichenhausen	857	8,5
Gebiet 10 - Westliche Wälder Süd	969	8,3
Gebiet 11 - Zusmarshausen	898	8,5
Gebiet 12 - Westliche Wälder Nord	875	8,6
Gebiet 13 – Lechauen	864	8,5
Gebiet 14 - Würzburg	688	9,4
Gebiet 15 - Mühlhausen	831	8,1
Gebiet 16 - Nürnberg	899	8,3
Gebiet 17 – Michelau	723	8,9

3.4. Monatliche Durchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag in den Sammelgebieten

Temperatur

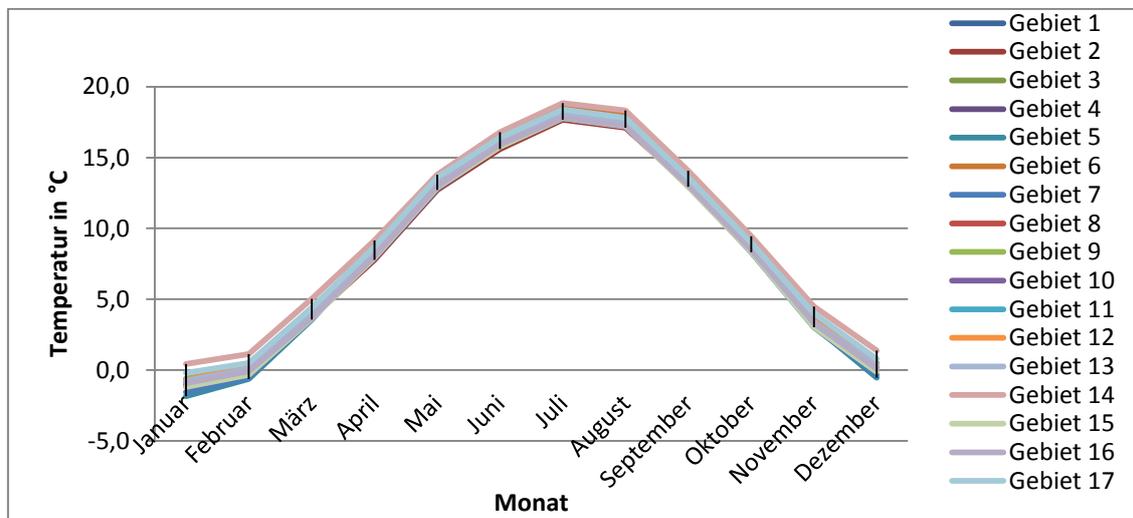


Abb. 67 Jahreszeitlicher Verlauf der monatlichen Durchschnittstemperaturen (in °C) in den beprobten Gebieten (G1-G17).

Der jahreszeitliche Verlauf der monatlichen Durchschnittstemperaturen (Ermittlungszeitraum 30 Jahre, 1981-2010) der beprobten Gebiete ist gleichförmig (Abb. 67, Tab. 37 im Anhang), und ähnelt ebenfalls dem Verlauf der monatlichen Durchschnittstemperaturen für ganz Bayern (Abb. 66): Heißester Monat war an allen Standorten der Monat Juli, die kältesten Monate waren Dezember und Januar. Die Temperaturen der wärmsten Monate Juli und August liegen zwischen 17,1 °C und 18,8 °C. (Tab. 37 im Anhang).

Niederschlag

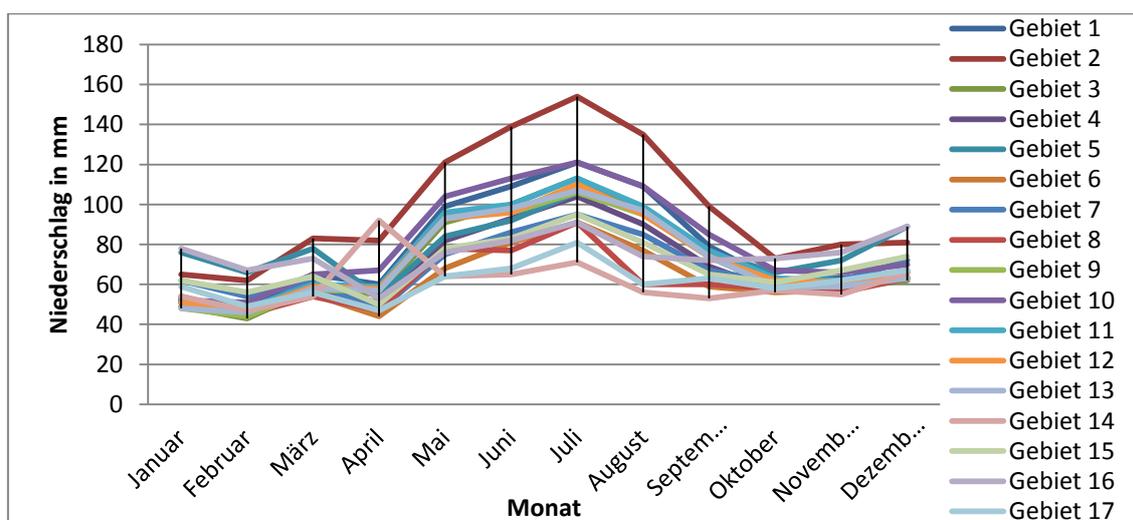


Abb. 68 Jahreszeitlicher Verlauf der monatlichen Niederschlagsmengen (in mm) in den beprobten Gebieten (G1-G17).

Der jahreszeitliche Verlauf der monatlichen Niederschlagsmengen (Ermittlungszeitraum 30 Jahre, 1981-2010) der beprobten Gebiete (Abb. 68, Tab. 38 im Anhang) ähnelt dem Kurvenverlauf der monatlichen Niederschlagsmengen für ganz Bayern (Abb. 66, Tab. 36 im Anhang): Die höchsten Niederschlagsmengen weisen die Sammelgebiete in den Monaten Mai, Juni, Juli und August auf, wobei der Juli der niederschlagreichste Monat ist (Tab. 38 im Anhang). Im Vergleich der beprobten Standorte fällt das niederschlagreichste Gebiet – Straßlach – durch höhere Niederschlagsmengen pro Monat auf. Einzige Ausnahme bildet das trockenste Gebiet – Würzburg – das eine flach verlaufende Niederschlagskurve, mit höchsten Niederschlagswerten im April aufweist, ohne deutlichen Peak in den Monaten Mai-August (Abb. 68, dunkelrote Kurve (Straßlach), bzw. rosa Kurve (Würzburg), Tab. 38 im Anhang).

3.5. Monatliche Durchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag an *D. reticulatus* Fundorten

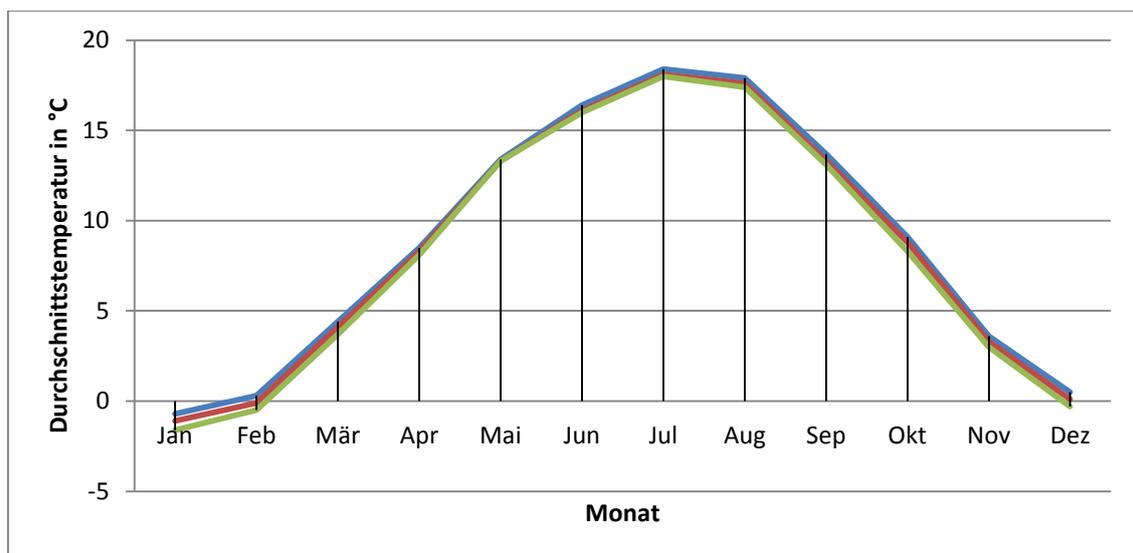


Abb. 69 Vergleich der durchschnittlichen Monatstemperaturen an Fundorten von *D. reticulatus*. Blaue Linie = Großraum München (Gebiet G1), rote Linie = Isarauen zwischen München und Freising (G3), grüne Linie = Regensburg Ost (G7).

In allen *D. reticulatus*-positiv-beprobten Gebieten waren die Monate Dezember, Januar und Februar die kältesten Monate (Abb. 69, Tab. 37 im Anhang). Für das endemische Gebiet der Isarauen (G3) wurden für Januar und Februar negative Durchschnittstemperaturen von $-1,1^{\circ}\text{C}$ und $-0,1^{\circ}\text{C}$ ermittelt. An allen Standorten war der Juli der wärmste Monat, im Gebiet der Isarauen liegt die monatliche Durchschnittstemperatur für Juli bei $18,1^{\circ}\text{C}$ (Tab. 37 im Anhang). Die höchsten Niederschlagswerte wurden für alle Standorte für Juli ermittelt, im Gebiet der Isarauen 113 mm. Die Kurven der durchschnittlichen Monatsniederschläge verlaufen in allen positiv beprobten Gebieten ähnlich.

(Abb. 70, Tab. 38 im Anhang) (alle Werte stammen aus einem Ermittlungszeitraum von 30 Jahren, 1981-2010).

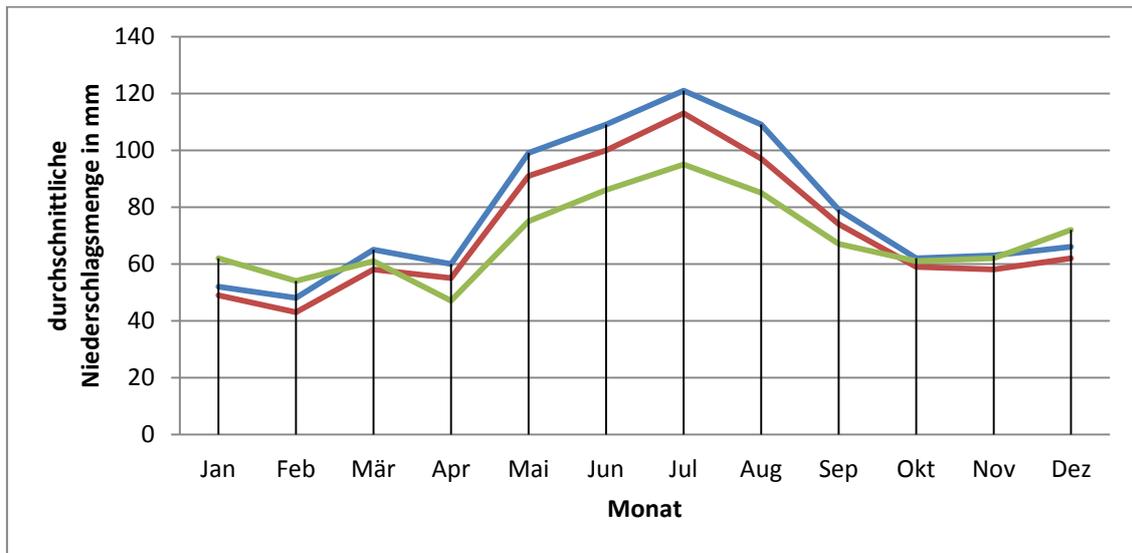


Abb. 70 Vergleich der durchschnittlichen Monatsniederschläge an Fundorten von *D. reticulatus*. Blaue Linie = Großraum München (Gebiet G1), rote Linie = Isarauen zwischen München und Freising (G3), grüne Linie = Regensburg Ost (G7).

3.6. Vergleich der Klimadaten historisch erwähnter Endemiegebiete und des Gebietes der Isarauen

Jahresdurchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag (Ermittlungszeitraum der Messdaten 30 Jahre, 1981-2010)

Tab. 30 Vergleich der durchschnittlichen Jahrestemperatur und -niederschlagswerte historisch erwähnter Endemiegebiete von *D. reticulatus* in Deutschland und dem endemischen Fundgebiet der Isarauen.

Gebiet	T°C Jahr	NS mm Jahr
Oberrhein	9,5	1074
Schönbuch	9,1	805
Düben-Dahlener Heide mit Annaburger Heide	9,4	590
Isarauen zwischen München und Freising	8,5	863
Leipzig	9,7	601
Saarbrücken	9,9	914

T = Temperatur, NS = Niederschlag

Die jährlichen Durchschnittstemperaturen aller historisch erwähnten Endemiegebiete liegen über 9°C, und damit deutlich über den jährlichen Durchschnittswerten des endemischen Fundgebietes der Isarauen. Die wärmsten Gebiete sind Leipzig und Saarbrücken mit fast 10°C jährlicher Durchschnittstemperatur. Auffällig ist zudem eine starke Varianz der ermittelten Niederschlagsmengen. Die jährlichen Niederschlagsmengen aller Gebiete liegen zwischen 590 mm und 1074 mm, wobei augenscheinlich keine Re-

lation zu den jeweiligen jährlichen Durchschnittstemperaturen vorliegt. So finden sich wärmere Gebiete mit hohen (z.B. Oberrhein), mittleren (z.B. Schönbuch), oder niedrigen (z.B. Düben-Dahlener-Heide mit Annaburger Heide) Niederschlagswerten (Tab. 30). Das endemische Fundgebiet der Isarauen weist damit im Vergleich zu den historisch erwähnten Fundgebieten die niedrigsten jährlichen Durchschnittstemperaturen, bei mittleren bis hohen jährlichen Niederschlagsmengen auf (Tab. 30).

Monatsdurchschnittswerte von Temperatur und Niederschlag (Ermittlungszeitraum der Messdaten 30 Jahre, 1981-2010)

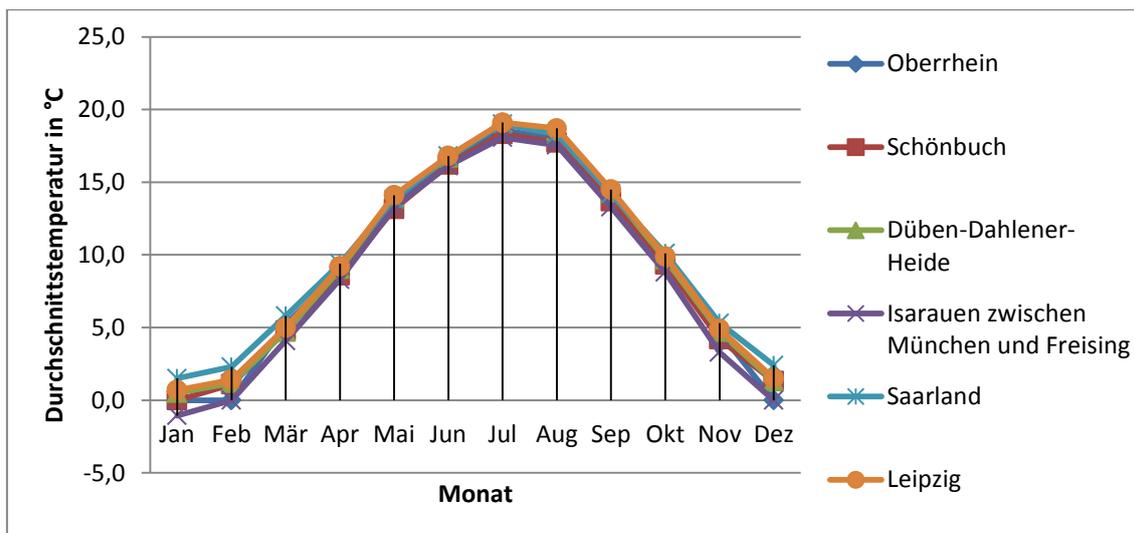


Abb. 71 Verlauf der monatlichen Temperaturdurchschnittswerte in den historisch erwähnten *D. reticulatus* Endemiegebieten (Deutschland) und dem endemischen Fundgebiet der Isarauen.

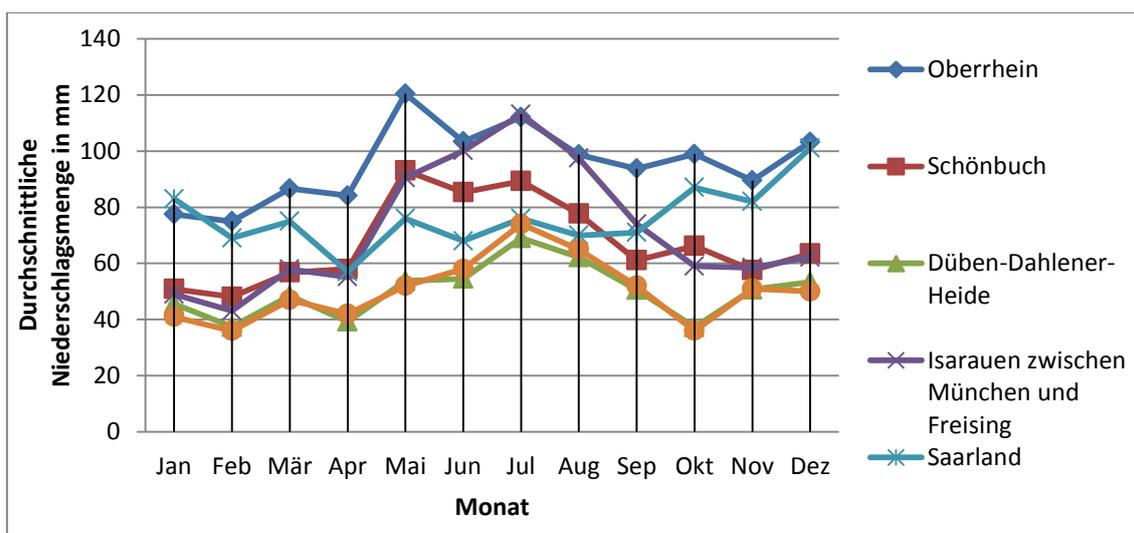


Abb. 72 Verlauf der monatlichen Niederschlagswerte in den historisch erwähnten *D. reticulatus* Endemiegebieten (Deutschland) und dem endemischen Fundgebiet der Isarauen.

Die Temperaturkurven der monatlichen Durchschnittstemperaturen aller deutschen Endemiegebiete verlaufen sehr einheitlich (Abb. 71). Im Vergleich der Einzelwerte fällt auf, dass nur im Gebiet der Isarauen negative Monatsdurchschnittstemperaturen (in zwei Monaten: Januar und Februar) erreicht werden (Abb. 71, Tab. 39 im Anhang).

Im Vergleich der monatlichen Niederschlagsmengen (Tab. 40 im Anhang) fallen unterschiedliche Kurvenverläufe auf (Abb. 72). Die Kurven von Leipzig, der Düben-Dahlener-Heide und den Isarauen verlaufen ähnlich: nach relativ niedrigen Niederschlagswerten von Januar bis April steigen die Niederschlagsmengen von Mai bis Juli deutlich an. Juli ist der niederschlagreichste Monat. Danach fallen die Kurven bis Oktober ab. Die Kurven von Leipzig und der Düben-Dahlener-Heide verlaufen dabei auf einem niedrigeren Niveau als die Niederschlagskurve der Isarauen (Abb. 72, Tab. 40 im Anhang). Das niedrigere Niveau entspricht den – in den Gebieten Leipzig und Düben-Dahlener-Heide – geringeren jährlichen Gesamtniederschlagswerten (Tab. 30). Die Kurven des Oberrhein und des Schönbuch weisen einen anderen Verlauf auf. In diesen Gebieten ist der Mai der niederschlagreichste Monat (Abb. 72). Am Oberrhein sind zudem die Monate Juni-Dezember – im Vergleich zu den anderen Endemiegebieten – sehr niederschlagsreich (Abb. 72, Tab. 40 im Anhang), was sich auch in der höheren jährlichen Gesamtniederschlagsmenge des Gebietes widerspiegelt (Tab. 30). Die Niederschlagskurve von Saarbrücken weist die höchsten Niederschlagswerte in den Monaten Oktober-Dezember auf. In den Frühjahrs- und Sommermonaten ist der Verlauf eher plateauartig (Abb. 72, Tab. 40 im Anhang).

4. Digitale Geländeanalyse

Auswertung der CORINE-Landnutzungsdaten und der Gewässerdaten

Die Analyse der Landnutzungsklassen mittels CORINE-Daten ergab, dass sich alle Funde von *D. reticulatus* in zusammenhängenden, miteinander verzahnten Laubwaldgebieten (Gesamtfläche ca. 8 km²) und Mischwaldgebieten (Gesamtfläche von ca. 15 km²) befanden, die entlang der Isar verlaufen (Abb. 73). Die Waldgebiete sind von weitläufigen landwirtschaftlich genutzten Flächen (Gesamtfläche ca. 60 km²) umgeben. Die nördliche Begrenzung des endemischen Habitates bildet die Siedlungsfläche der Stadt Freising, die südliche Begrenzung bilden kleinflächige Siedlungsbereiche der nördlichen Münchner Vorstädte (Ismaning und Garching) (Abb. 73).

Die Analyse der Gewässerdaten ergab, neben der mittig im Gebiet verlaufenden Isar, eine Vielzahl oberirdisch verlaufender Gräben und Bäche. Das endemische Fundgebiet

entspricht damit dem Ökosystem flussbegleitender Waldgebiete, die von zahlreichen kleinen Gewässern durchzogen sind. Das Habitat hat damit einen auenähnlichen Charakter.

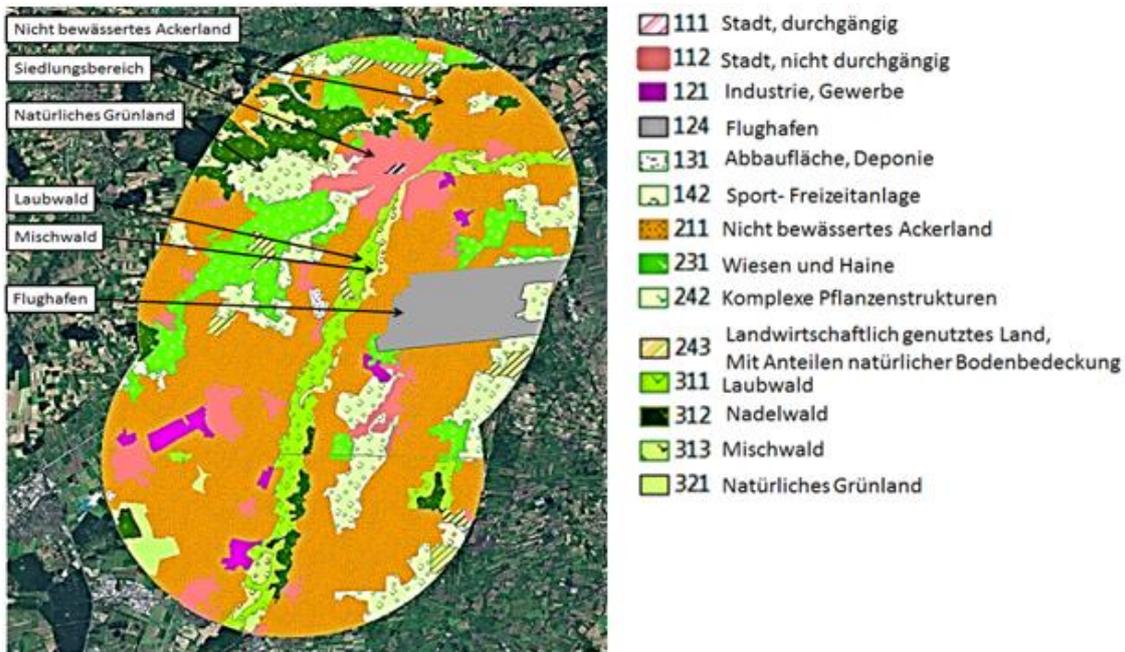


Abb. 73 Verteilung der Landnutzungsklassen (CORINE) im Bereich des endemischen Fundortes der Isarauen nördlich von München. Quelle: eigene Darstellung aus ArcMap.

Potentielle natürliche Vegetation (PNV)

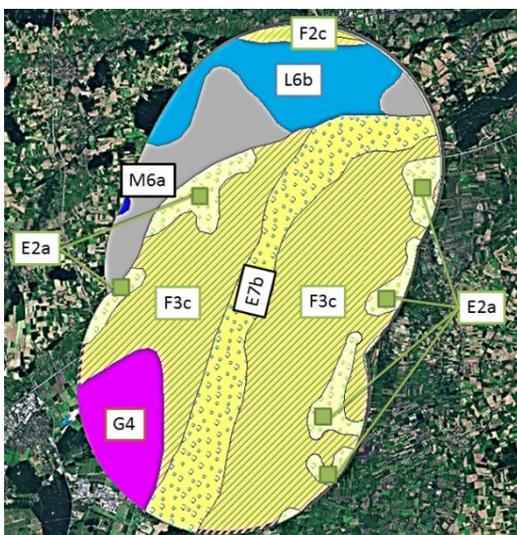


Abb. 74 Potentielle natürliche Vegetation im Interessensgebiet der Isarauen bei München. Eine Beschreibung der vorgefundenen Vegetationskomplexe findet sich in Tab. 31. Screenshot aus ArcMap. Datenquelle: © LfU Bayern.

Die Auswertung der PNV ergab im Interessensgebiet ein vorwiegendes Vorkommen von Vegetationskomplexen der Obergruppen E (Edellaubholzreiche Feucht- und Sumpfwälder sowie Auenwälder) und F (Stieleichenwälder und Eschen-Hainbuchenwälder), unterteilt in verschiedene Untergruppen (Abb. 74, Tab. 31). Vegetati-

onskomplexe beider Obergruppen prägen sich typischerweise flussbegleitend – und meist ausschließlich – in größeren Flusstälern aus, wobei Wälder der Obergruppe E bayernweit seltener sind (Abb. 75). *D. reticulatus* wurde in „E7b“ und „F3c“ Gebieten nachgewiesen (Tab. 31).

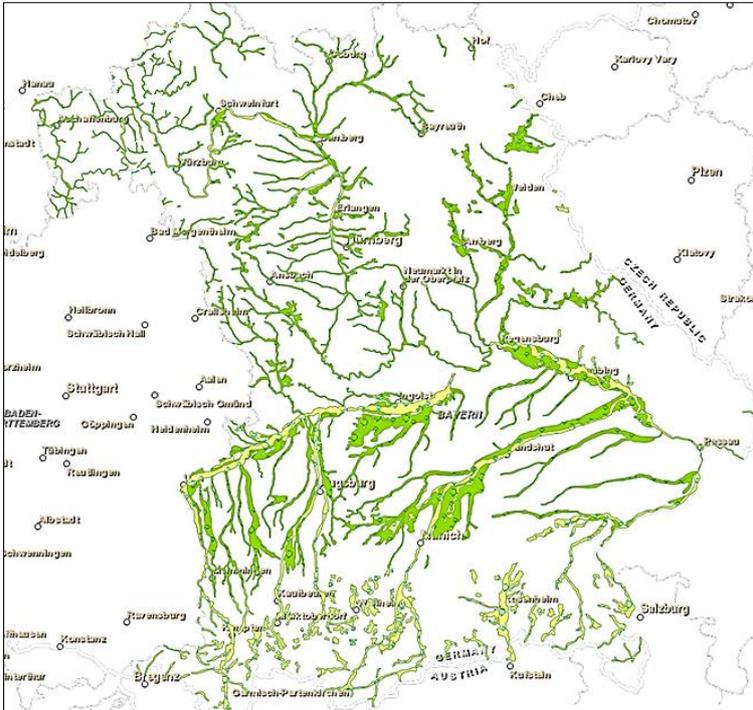


Abb. 75 Potentielles Vorkommen der flussbegleitenden Vegetationskomplexe der Obergruppen E (Edellaubholzreiche Feucht- und Sumpfwälder sowie Auenwälder; gelb dargestellt) und F (Stieleichenwälder und Eschen-Hainbuchenwälder; grün dargestellt) in Bayern (LfU).

Alle Vegetationskomplexe der Obergruppen E und F, die im Interessensgebiet liegen, prägen sich natürlicherweise als Sumpf- bzw. Auenwälder aus (Abb. 74, Tab. 31). Die Böden zeichnen sich durch hohe Bodenfeuchten bis hin zur Staunässe aus. Es handelt sich vorwiegend um Ton- und wechselfeuchte bis feuchte Gleyböden, die kleinflächige Vermoorungen ausbilden können. Im nördlichen und südlichen Anschluss an das endemische Vorkommen von *D. reticulatus* können sich Wälder der Obergruppen G, L und M ausprägen (Abb. 74, Tab. 31). Diese Waldtypen bilden unterschiedliche Buchenmischwälder aus, die Böden sind örtlich wasserstauend (Lehmböden), aber im Bereich der Wälder der Obergruppe „G“ (Wälder der Münchner Schotterebene) eher durch Trockenheitscharakter gekennzeichnet. Diese Vegetationskomplexe sind keine typischen flussbegleitenden Areale. Der Übergangsbereich zwischen den flussbegleitenden Vegetationskomplexen und den Vegetationskomplexen der Obergruppen G, L und M liegt ungefähr auf der Höhe von Freising, und fällt daher mit der in dieser Studie festgestellten nördlichen Ausbreitungsgrenze des endemischen *D. reticulatus* Habitates zusammen. Eine detaillierte Auflistung aller Vegetationskomplexe im Interessensgebiet (Abb.

74) findet sich in Tab. 31.

Tab. 31 Auflistung und Beschreibung der Vegetationskomplexe und der vorherrschenden Bodentypen, die im Interessensgebiet der Isarauen zwischen München und Freising natürlicherweise vorkommen können.

K	Bezeichnung des Vegetationskomplexes	Vegetationstyp, Bodenqualität und -feuchte
E7b	Feldulmen-Eschen-Auenwald mit Grauerle im Komplex mit Giersch-Bergahorn-Eschenwald	präalpine Auwaldform der tonigen Flussauen
F3c	Waldziest-Eschen-Hainbuchenwälder, örtlich mit Schwarzerlen-Eschen-Sumpfwald	Wälder in Flusstälern auf Gleyböden. Meist Feuchtstandorte mit ausgeprägten Anteilen an nassen Feuchtestufen (Sumpf- und Bruchwälder)
E2a	Schwarzerlen-Eschen-Sumpfwälder im Komplex mit Waldziest-Eschen-Hainbuchenwald, örtlich mit Walzenseggen-Schwarzerlen-Buchenwald	Wälder der Flussniederungen auf Gleyböden oder Braunerde-Böden. Feucht-bis Nassstandorte, in einigen Bereichen ganzjährig hoch anstehende Grundwasserstände
F2c	Zittergras-Stieleichen-Hainbuchenwald im Komplex mit Schwarzerlen-Eschen-Sumpfwald	Wälder entlang feuchter Talräume und größerer Bachläufe auf Pseudogley oder Gleyböden. Feuchtstandorte mit regelmäßigen Anteilen von Sumpfwäldern und Anteilen sehr feuchter, bis nasser Standorte
G4	Weißseggen- (Winterlinden-) Hainbuchenwälder im Komplex mit Giersch-Bergahorn-Eschenwald und edellaubholzreichem Seggen-Buchenwald	Wälder im Gebiet der Münchner Schotterebene (Braunerde und Schotterböden) und der Schotterflächen im Lechfeld
L6b	Zittergrasseggen-Hainsimsen-Buchenwälder, im Komplex mit Zittergrasseggen-Stieleichen-Hainbuchenwäldern/Zittergrasseggen-Waldmeister-Buchenwäldern	Silikat- oder Lößlehmgebiete, örtlich wasserstauend
M6a	Hexenkraut- oder Zittergrasseggen-Waldmeister-Buchenwälder im Komplex mit Zittergrasseggen-Hainsimsen-Buchenwäldern	Wälder der lehmigen Albüberdeckungen sowie der Liaslehme, örtlich wasserstauend

K = Klassifizierung des Gebietes nach Obergruppe- und Untergruppe, entsprechend der Beschreibungen des LfU.

Digitale Analyse des Vorkommens von Wildtieren (Rotwild) und Auswertung derer Bewegungsmuster

Die Analyse der verfügbaren digitalen Daten zu Wildtiervorkommen in Bayern (Rotwildvorkommen und –korridore) zeigte ein Rotwildhabitat, dessen Ausbreitungsgrenze mit der Ausbreitungsgrenze des endemischen Habitates zusammenfällt (Abb. 76, „Isarauen bei München“). Ein Wildtierkorridor, der sich östlich des Habitates anschließt verläuft direkt durch das Fundgebiet von *D. reticulatus* im Zengermoos (Abb. 76, Zengermoos). Ebenso steht das Habitat über zwei Korridore in nordöstlicher Richtung (über Deggendorf nach Regensburg), bzw. in nördlicher Richtung (über Regensburg nach Deggendorf) mit den Fundorten im Gebiet Regensburg Ost in Verbindung. Durch das Waldgebiet, in dem *D. reticulatus* im Gebiet Regensburg Ost gefunden wurden, verläuft ebenfalls ein Rotwildkorridor (Abb. 76, „Regensburg Ost“). Rotwildhabitate sind in Bayern insgesamt selten. Sie kommen vor allem in den Grenzgebieten des Bundeslandes vor, sowie zwischen Regensburg und Nürnberg (Abb. 76). Die Rotwildkorridore

verlaufen in der Regel entlang der Flusstäler großer Flüsse, wie z.B. der Donau, Isar, Lech und Iller. Für das westlich angrenzende Bundesland Baden-Württemberg ist ein Rotwildhabitat im endemischen *D. reticulatus* Habitat das Schönbuch bekannt (Liebisch und Rahman 1976) (Abb. 76, „Schönbuch“). Ebenso gibt es ein großes Rotwildareal im Gebiet des Oberrhein, ca. 20 km östlich der dort berichteten endemischen Habitate von *D. reticulatus* in Offenburg, Freiburg und Lahr (Abb. 76, „östlich des Oberrhein“).

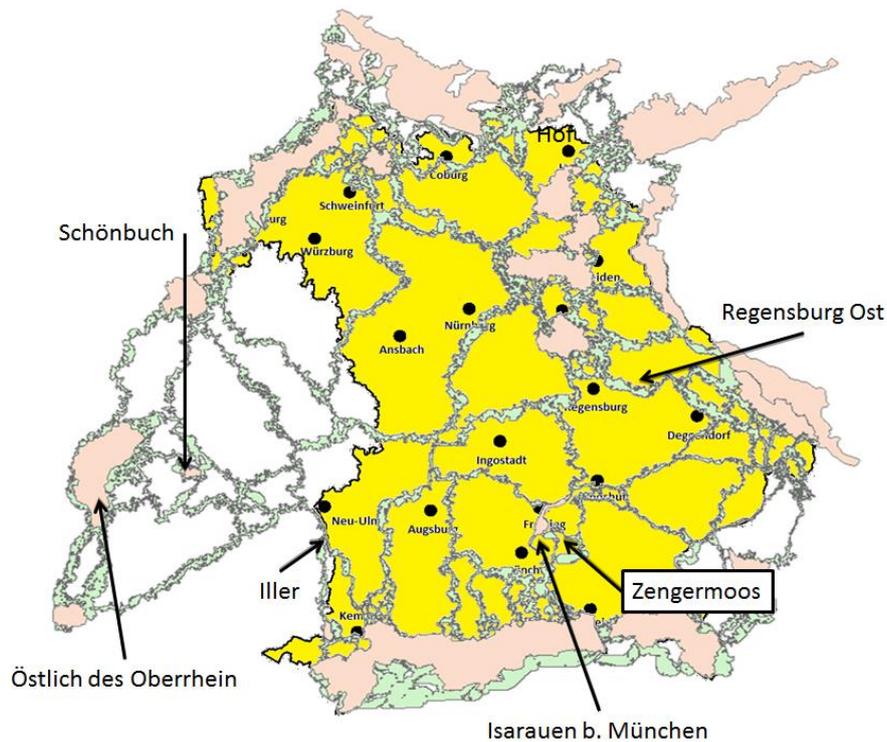


Abb. 76 Darstellung der Rotwildvorkommen (rosa) und der Rotwildkorridore (grün) in Bayern (schematische Karte, gelb) und in den angrenzenden (Bundes-) Ländern.

5. Risikokarte

5.1. Erste Landschaftsfragment-Karte zur Darstellung von bayerischen Laub- und Mischwäldern in Gewässernähe

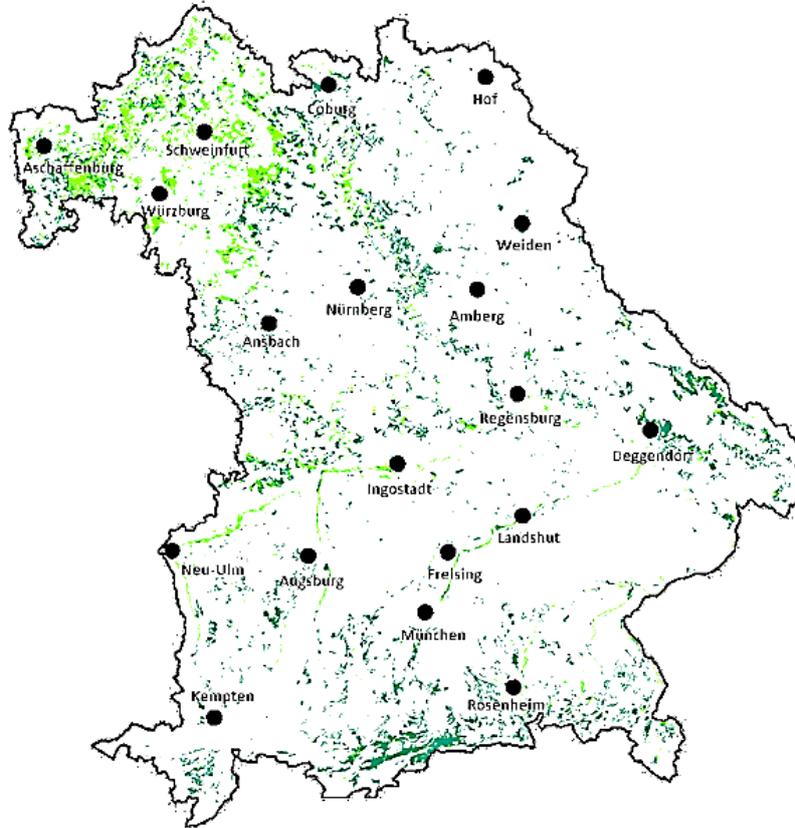


Abb. 77 Erste erstellte Landschaftsfragment-Karte für das Gebiet Bayern. In der Karte werden alle bayerischen Laubwälder (hellgrün) und Mischwälder (dunkelgrün) angezeigt, die an Gewässern liegen.

Die erste erstellte Landschaftsfragment-Karte enthielt 1084 Laubwald- und 2380 Mischwaldgebiete in Bayern, die direkt an Gewässern liegen, oder eines einschließen. Die Waldgebiete verteilten sich bayernweit gleichmäßig, wobei in Nordbayern größere Vorkommen von Laubwäldern (im Großraum der Städte Aschaffenburg, Würzburg, Schweinfurt und Bamberg) zu erkennen waren, während in den restlichen Teilen Bayerns größere Laubwaldbereiche vorwiegend flussbegleitend an größeren Flüssen, z.B. an Lech, Donau und Isar festzustellen waren. Im Bereich östlich und westlich von Landshut war die Dichte der verbleibenden Laub- und Mischwaldgebiete gering, da sich in diesem Bereich vorwiegend Nadelwaldgebiete befinden (Abb. 77).

5.2. Verfeinerte Landschaftsfragment-Karten

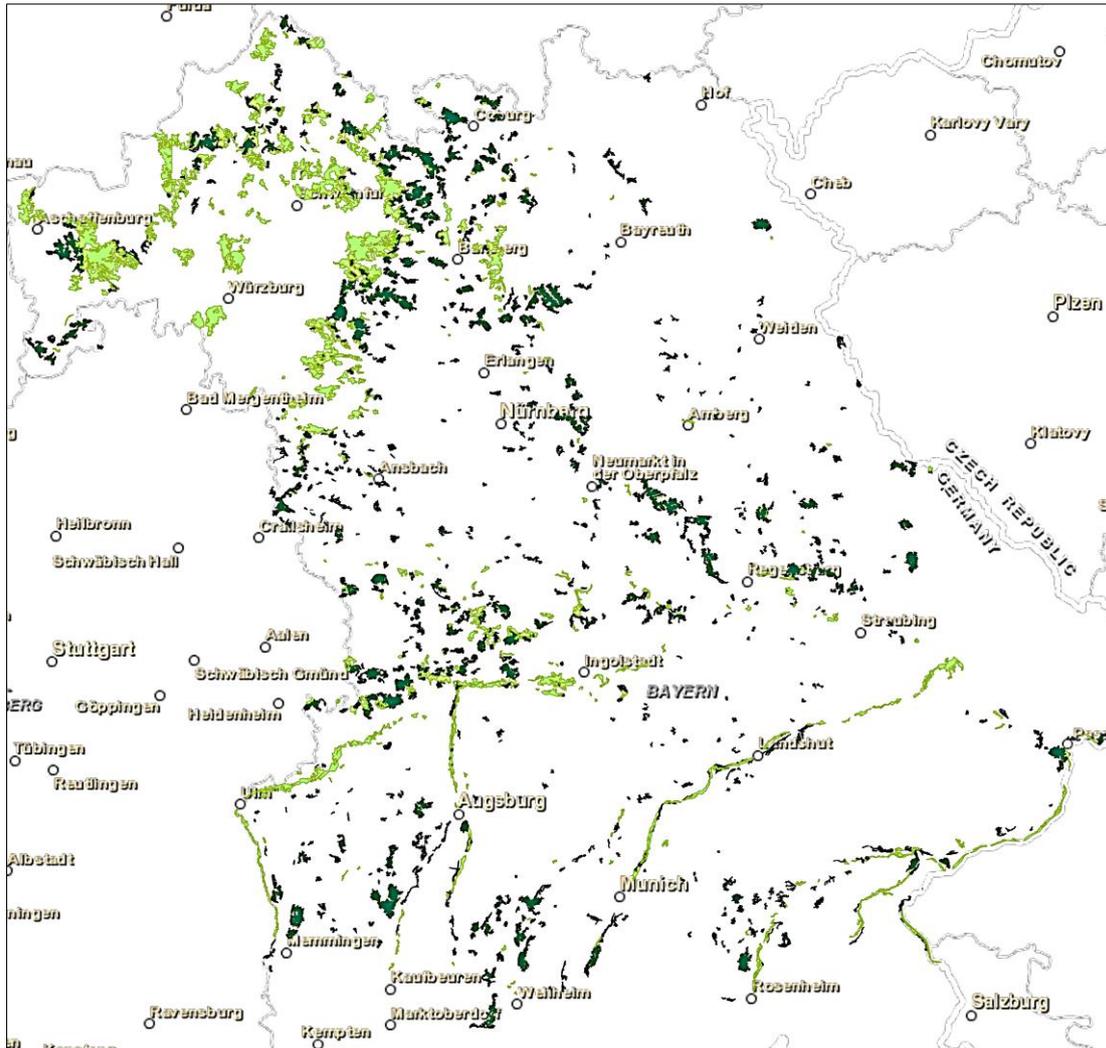


Abb. 78 Verfeinerte Landschaftsfragment-Karte (Bayern), auf der alle bayerischen Laub- und Mischwaldgebiete an Gewässern enthalten sind, deren klimatische Variablen (Temperatur und Niederschlag) in einem Abweichungsbereich von 20% zu den klimatischen Variablen des endemischen Fundgebietes liegen (Tab. 20, Tab. 21).

Durch die schrittweise Verkleinerung der definierten Abweichungsbereiche der Temperatur- und Niederschlagswerte verblieben auf jeder erstellten Landschaftsfragment-Karte weniger Waldpolygone (Abb. 78, Abb. 79). Bei der größten berechneten Abweichungsspanne von $\pm 20\%$ verblieben insgesamt 1585 Waldpolygone (502 (31,7%) Laubwaldpolygone und 1083 (68,3%) Mischwaldpolygone) auf der erstellten, verfeinerten Landschaftsfragment-Karte, während bei einer Abweichung von 0% (= klimatische Bedingungen wie im endemischen Fundgebiet) nur noch 32 Waldpolygone (7 (21,9%) Laubwaldpolygone und 25 (78,1%) Mischwaldpolygone) auf der Karte verblieben.

Bei der größten berechneten Abweichungsspanne (Abb. 78) verblieben in Südbayern (südlich von Ingolstadt) vor allem flussbegleitende Waldgebiete entlang der großen Flüsse (Iller, Donau, Isar, Lech und Wertach). Im Bereich zwischen Ingolstadt und

Nürnberg verblieben verstreute Mischwaldgebiete, die nicht eindeutig einem Gewässerlauf zuzuordnen waren. In Nordbayern fand sich eine auffallend große Ansammlung ausgedehnter (Laub-) Waldgebiete, die grob ringförmig um die Städte Aschaffenburg, Würzburg und Bamberg angeordnet waren (Abb. 78). Bei der schrittweisen Verkleinerung der Abweichungsbereiche entfiel zunächst der größte Teil der nordbayerischen Gebiete, was sich dadurch erklären lässt, dass das Klima in Nordbayern, vor allem im Bereich des Maintales, wärmer und trockener ist, als das Klima des südbayerischen Endemiegebietes, das klimatisch schon präalpin geprägt ist. Zusätzlich entfielen schon ab Abweichungsbereichen von 10% die alpinen Waldabschnitte in Südbayern, was dadurch zu erklären ist, dass die Alpenregionen ein kühleres Klima aufweisen, als das endemische Fundgebiet.

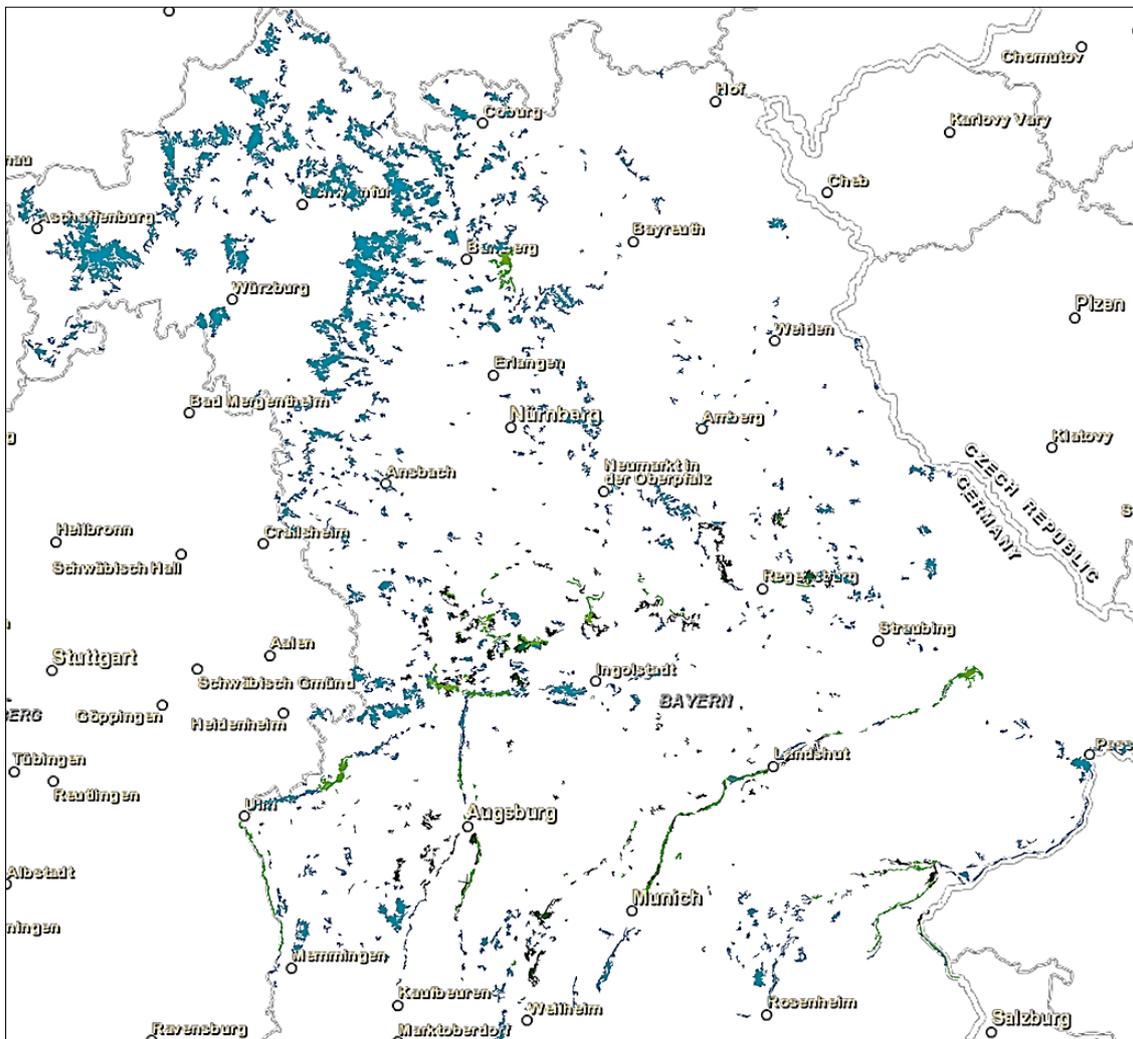


Abb. 79 Verfeinerte Landschaftsfragment-Karte (Bayern), auf der alle bayerischen Laubwaldgebiete (hellgrün) und Mischwaldgebiete (schwarz) enthalten sind, deren klimatische Variablen eine Abweichung von maximal 5% zu den klimatischen Variablen des endemischen Fundgebietes aufweisen (Tab. 20, Tab. 21). Blau dargestellt sind die Waldgebiete, die auf Karten mit größeren Abweichungsspannen noch erhalten waren.

Auf den Karten mit Abweichungen von $\pm 5\%$ (Abb. 79) und $\pm 2\%$ entfielen große Teile der Waldgebiete in Südwest-Bayern, in den Bereichen um Ulm, Ingolstadt und Augsburg, was vorwiegend auf größere Niederschlagsdifferenzen zurückzuführen war. Zusammenhängende Waldgebietsstreifen verblieben vorwiegend entlang größerer Flüsse: an Iller, Lech, Isar, Ammer und Amper, Salzach und Inn (Abb. 79). Da der Unterschied zwischen diesen beiden Karten sehr gering war, wurde zur weiteren Erstellung der Risikokarte die Karte mit der größeren Abweichung gewählt ($\pm 5\%$), da auf dieser noch einige Gebiete in Nordbayern erhalten geblieben waren, die in allen folgenden Karten fehlten. Die Karte mit einer Abweichung von 0% wurde nicht in Betracht gezogen, da zum einen die Anzahl der verbleibenden Waldpolygone zu gering schien (32 Waldpolygone), zum anderen lagen alle Waldpolygone dieser Landschaftsfragment-Karte in einem relativ kleinen geographischen Gebiet (Großraum München bis Augsburg, ca. 80 km).

5.3. Einbringen der Variablen der potentiellen natürlichen Vegetation und der Rotwildvorkommen

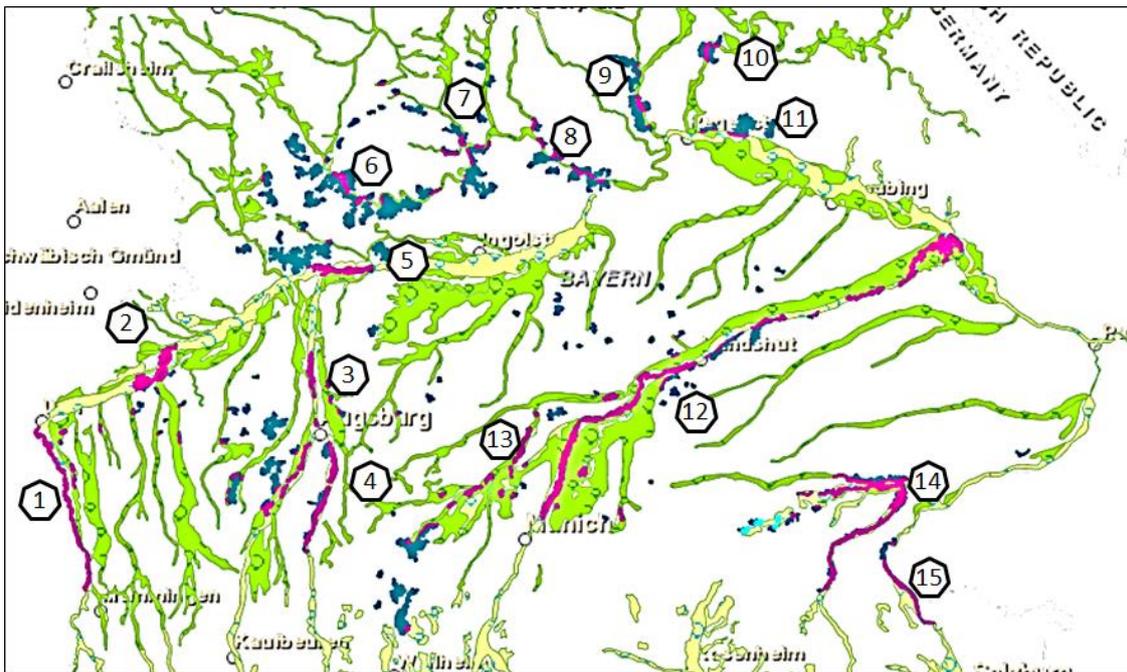


Abb. 80 Verfeinerte Landschaftsfragment-Karte (blaue Bereiche), überschritten mit der vorselektierten PNV-Karte (grün und gelb) und daraus entstandene Überschneidungsbereiche (pink). 1) Iller, südlich von Ulm; 2) Donau, bei Dillingen; 3) Lech, nördlich von Augsburg; 4) Lech und Wertach, südlich von Augsburg; 5) Donauauen, zwischen Neuburg an der Donau und Donauwörth; 6) Altmühl bei Weißenburg; 7) Altmühl bei Beilngries; 8) Altmühl bei Dietfurt; 9) Naab, nordwestlich von Regensburg; 10) Regen, nördlich von Regensburg bei Hof am Regen; 11) Donau, östlich von Regensburg, im Regensburger Forst; 12) Isarauen, zwischen München und Deggendorf; 13) Amper, nordwestlich von München; 14) Inn zwischen Mühldorf und Altötting und Alz zwischen Dornitzen und Emmerting; 15) Salzach, südlich von Burghausen.

Die erstellte Karte mit einer Abweichung von $\pm 5\%$ (Abb. 79, Abb. 80) wurde mit der vorselektierten Karte der potentiellen natürlichen Vegetation überschritten (Abb. 75, Abb. 80). Es verblieben große flussbegleitende Waldgebietsstreifen entlang von Iller, Lech, Wertach, Inn, Salzach und Amper, sowie kleinere Landschaftsfragmente zwischen Augsburg im Süden und Neumarkt i. d. Oberpfalz im Norden (Abb. 80, rosa Bereiche).

5.4. Fertigstellen der Risikokarte

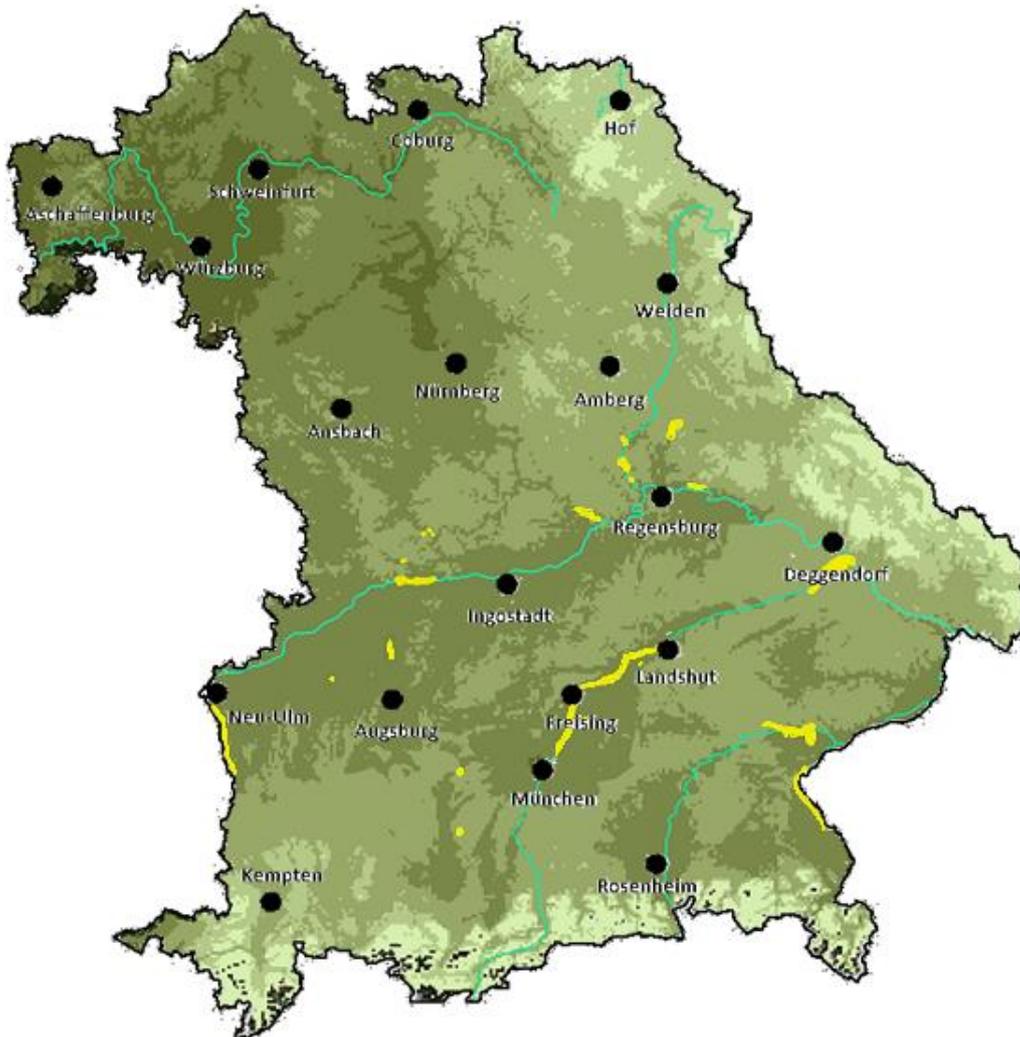


Abb. 81 Risikokarte zum Vorkommen von *D. reticulatus* in Bayern. Gelb dargestellt sind Gebiete, deren ökologische Rahmenbedingungen denen des endemischen Fundortes an den Isarauen ähneln. Eine detaillierte Übersicht über die Gebiete der Risikokarte ist in einer vergrößerten (schematischen) Ausschnittskarte in Abb. 82 dargestellt. Erläuterungen zur geographischen Lage der Risikogebiete ist Tab. 32 zu entnehmen. Quelle: ArcMap, nachbearbeitet.

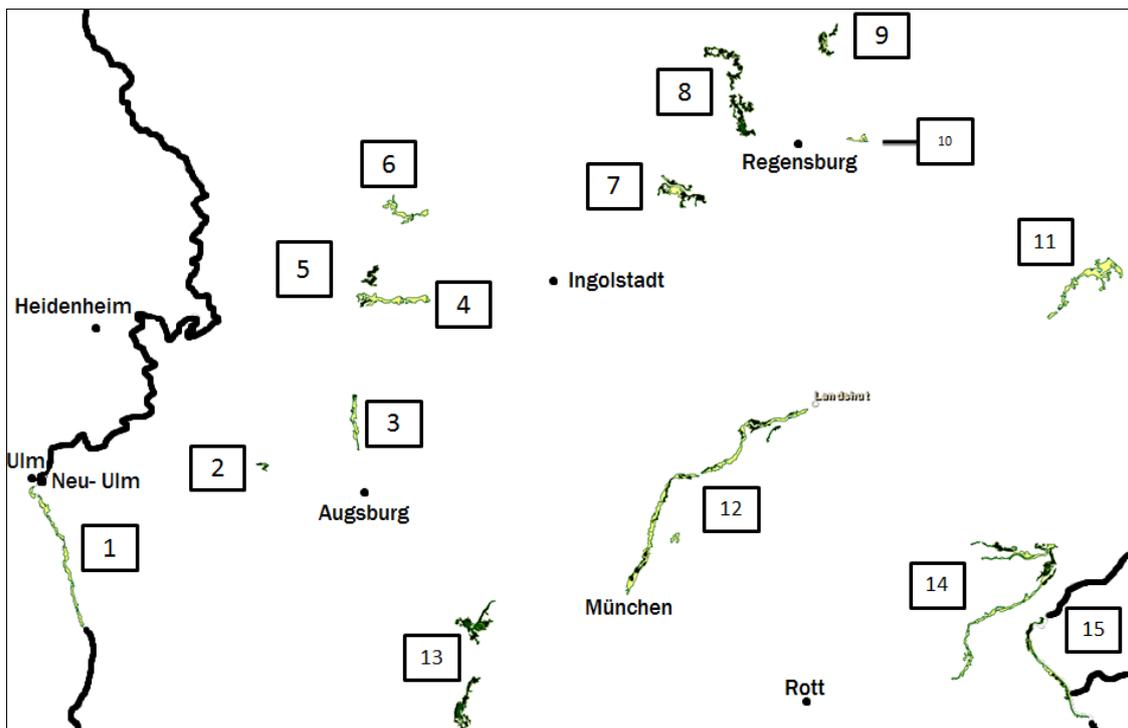


Abb. 82 Detaillierte, vergrößerte, schematische Übersichtskarte über die Gebiete der Risikokarte aus Abb. 81. Erläuterungen zur geographischen Lage der Gebiete sind Tab. 32 zu entnehmen.

Tab. 32 Erläuterungen zur geographischen Lage der Gebiete aus Abb. 81, Abb. 82.

Nr. auf	Gebiet	Lage
1	Iller	Zwischen Ulm und Kirchberg
2	Zusmarshausen Nord	„Streitheimer Forst“
3	Lech	nördlich von Augsburg, zwischen Langweid am Lech und Meitingen
4	Donauauen	zwischen Neuburg a.d. Donau und Donauwörth
5	Daiting	nördlich von Neuburg a. d. Donau, „Daitinger Forst“
6	Altmühl	Bei Eichstätt, in den Waldgebieten „Beixenhart“, „Breitenhart“, „Saupark“, „Schernfelder Forst“, „Oberholz“
7	Donauauen	Zwischen Kehlheim und Riedenburg
8	Naab/Vils	Nordwestlich von Regensburg, zwischen Nittendorf und Kallmunz
9	Regen	Zwischen Ramspau und Nittenau (West)
10	Regensburger Forst	Östlich von Regensburg, zwischen Donaustauf und Frauenzell/Wiesent
11	Isarmündung	Zwischen Oberpörling bis zur Isarmündung (bei Deggendorf)
12	Isarauen mit Zengermoos	Isarauen zwischen München und Landshut mit Zengermoos
13	Ammersee	Südlich von München, bei Grafrath im „Mauerner Wald“ und bei Tutzing im Schollenmoos und Flachtenbergmoor
14	Inn und Alz	Zwischen Mühldorf am Inn und Dornitzen und zwischen Dornitzen und Emmerting an der Alz
15	Entlang der Salzach	Zwischen Burghausen Süd und Laufen

Nach Überschneidung der zuletzt erstellten Karte mit der Rotwildkarte (Abb. 76), ergab sich eine Landschaftsfragment-Karte mit 15 zusammenhängenden Waldgebieten (Abb. 81, Abb. 82, Tab. 32), die in Bezug auf die verwendeten digitalen Variablen die glei-

chen ökologischen Charakteristika wie das endemische *D. reticulatus* Fundgebiet der Isarauen nördlich von München aufweisen. Die Gebiete liegen meist entlang größerer bayerischer Flüsse und Seen (Tab. 32). Der Prognosewert der Karte wird als positiv eingeschätzt, da während der durchgeführten Felduntersuchungen in dieser Studie *D. reticulatus* im Regensburger Forst und im Zengermoos nachgewiesen wurden. Beide Gebiete sind auf der Risikokarte enthalten (Abb. 81, Abb. 82, Tab. 32). Der positive Prognosewert der erstellten Risikokarte ist im Hinblick auf das seltene und fokale Auftreten von *D. reticulatus* in Deutschland hervorzuheben. Zur endgültigen Abschätzung des Prognosewertes soll die vorliegende Karte in weiteren Studien als Grundlage für gezielte Feldarbeit eingesetzt werden.

6. Molekularbiologischer Nachweis von *B. canis*

Von insgesamt 313 *D. reticulatus* (111 (35,5%) männlich, 202 (64,5%) weiblich) aus den Sammeljahren 2010-2012 und allen eingesandten *D. reticulatus* wurde eine DNA-Extraktion und anschließende PCR mit den Primern BJ1 und BN2 (Casati et al. 2006) durchgeführt. Insgesamt stammten 5 (1,6%) der extrahierten *D. reticulatus* aus Einsendungen. Die übrigen 308 *D. reticulatus* (98,4%) wurden in Feldarbeit gesammelt, davon stammten 301 Exemplare (96,2 %) aus dem endemischen Gebiet der Isarauen, sechs Exemplare (1,9 %) aus dem Sammelgebiet Regensburg Ost und ein Exemplar (0,3%) aus dem Zengermoos. Für die Verteilung untersuchter männlicher und weiblicher *D. reticulatus* pro Gebiet vgl. Tab. 33.

Tab. 33 Anzahl, Verteilung und Geschlecht der molekularbiologisch untersuchten *D. reticulatus*

Gebiet	Anzahl untersuchter <i>D. reticulatus</i> (Anteil an allen untersuchten Zecken)/ positive Proben	<i>D. reticulatus</i> m (Anteil an allen untersuchten Zecken)/ positive Proben	<i>D. reticulatus</i> w (Anteil an allen untersuchten Zecken)/ positive Proben
Zusmarshausen*	4 (1,3%) / 0	1 (0,3%) / 0	3 (1,0%) / 0
Nürnberg*	1 (0,3%) / 0	1 (0,3%) / 0	0 (0,0%) / 0
Regensburg Ost	6 (1,9%) / 0	2 (0,6%) / 0	4 (1,3%) / 0
Zengermoos	1 (0,3%) / 0	1 (0,3%) / 0	0 (0,0%) / 0
Isarauen	301 (96,2%) / 2	106 (33,9%) / 1	195 (62,3%) / 1
Gesamt	313 (100,0%) / 0	111 (35,5%) / 0	202 (64,5%) / 0

* *D. reticulatus* aus Einsendung, m = männlich, w = weiblich

Die Konzentration der extrahierten *D. reticulatus* DNA lag im Mittel bei 21,7 ng/µl. Der niedrigste gemessene Wert lag bei 0,9 ng/µl (ungesaugtes Weibchen, Zwillingshof), der höchste bei 292,02 ng/µl (gesaugtes Weibchen, Einsendung aus Zusmarshausen). Die gemessene Reinheit der DNA (OD_{260/280}) lag im Mittel bei 1,33 und somit unter der

gewünschten Reinheit von 1,8 für reine DNA. Die Reinheit aller Proben lag zwischen 0,7 und 2,75. Ein einzelner Wert lag bei 9,12.

Probe	Sequenz
P	CCGCGGTAATTCCAGCTCCAATAGCGTATATTAACCTGTTGCAGTTAAAAAGCTCGTAG
GB	CCGCGGTAATTCCAGCTCCAATAGCGTATATTAACCTGTTGCAGTTAAAAAGCTCGTAG
P	TTGTATTTTTCGCGTTGACGGTTTGACCATTGGTTGGTTATTTTCGTTTTCGCTTTTGGGA
GB	TTGTATTTTTCGCGTTGACGGTTTGACCATTGGTTGGTTATTTTCGTTTTCGCTTTTGGGA
P	ATTTCCCTTTTACTTTGAGAAAATTAGAGTGTTC AAGCAGACTTTTGTCTTGAATACT
GB	ATTTCCCTTTTACTTTGAGAAAATTAGAGTGTTC AAGCAGACTTTTGTCTTGAATACT
P	TCAGCATGGAATAATAGAGTAGGACTTTGGTTCTATTTTG
GB	TCAGCATGGAATAATAGAGTAGGACTTTGGTTCTATTTTG

Abb. 83 Sequenzvergleich der *B. canis* positiven Probe (Bp 10- bp 226) 10 9 Z 55 mit einer homologen Probe der Blast® Genbank (*B. canis canis* Isolat 5KO 18S ribosomal RNA Gene (Genbank accession Nummer KF381412.1). Rot = Korrektur der Sequenz entsprechend einer manuellen Sequenzkontrolle mittels Chromas Lite®. P = Sequenz der positiven Probe; GB = Sequenz der Vergleichsprobe der Genbank.

Zwei Proben wiesen ein positives Bandenmuster auf (Tab. 33). Bei einer Probe wurde in den Basenpaaren 10-226 eine Homologie von 97% zu einem *B. canis canis* Isolat (5KO 18S ribosomal RNA Gene, partial sequence, Genbank accession no. KF381412.1 Gesamtlänge 443 bp) festgestellt (Abb. 83). Das Vergleichsisolat stammt aus wirtssuchenden *D. reticulatus* aus der Ukraine. Die Basenpaare der Probensequenz, die von den Basenpaaren der Genbank-Sequenz abwichen, wurden manuell mittels Chromas Lite® überprüft und korrigiert, wodurch eine Homologie von 100% ermittelt werden konnte (Abb. 83). Die Sequenzierung der 2. positiven Probe war nicht auswertbar.

Die positive Probe stammte aus dem Endemiegebiet der Isarauen. Es ergibt sich eine Gesamtprävalenz von 0,3%. Aufgrund der großen Anzahl an Proben aus dem Gebiet der Isarauen (Tab. 33) unterscheiden sich die Gebietsprävalenz (0,33%) und die Gesamtprävalenz (0,32%) kaum. Es handelt sich hierbei um den ersten direkten Nachweis von *B. canis* aus wirtssuchenden *D. reticulatus* Zecken in Bayern. (Abb. 84).

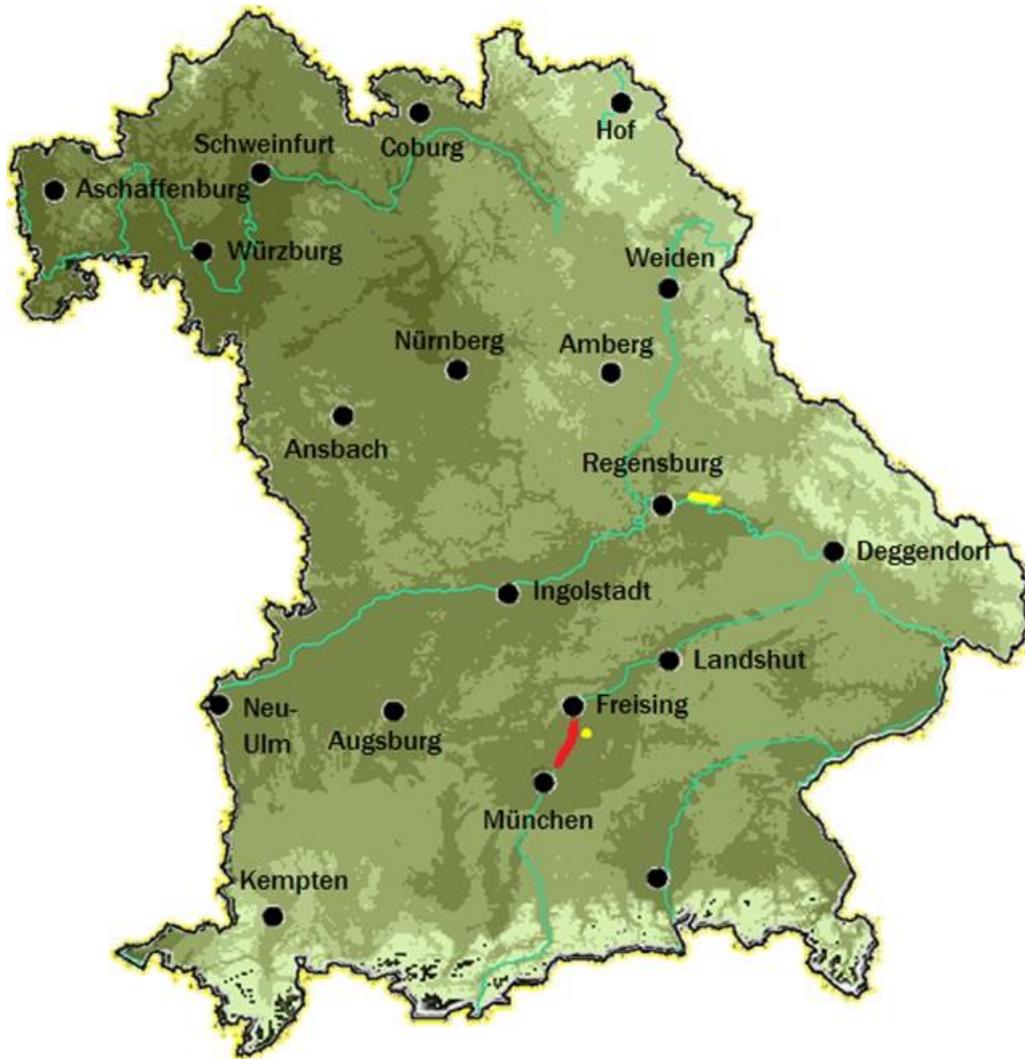


Abb. 84 Fundgebiete von *D. reticulatus* und nachgewiesene lokale Prävalenzen von *B. canis* in Bayern. Rot: Nachgewiesenes Endemiegebiet von *D. reticulatus* mit lokaler Prävalenz von *B. canis*. Gelb: Fundorte von *D. reticulatus* ohne Nachweis einer lokalen Prävalenz von *B. canis*.

V. DISKUSSION

Ziel dieser Studie war durch Felduntersuchung endemische Habitate von *D. reticulatus* in Bayern zu finden und zu charakterisieren, um einen Beitrag zur Klärung der epidemiologischen Situation und der ökologischen Präferenzen und Grenzen der Art zu leisten. Die Charakterisierung der Habitate erfolgte mittels analog gewonnener Daten und mittels digitaler Klimadaten. Endemische Habitate wurden zusätzlich durch eine digitale Geländeanalyse mittels GIS charakterisiert. Anhand der digitalen Geländedaten wurde eine Risikokarte erstellt, die Gebiete in Bayern mit ähnlichen ökologischen Rahmenbedingungen wie endemische Fundgebiete aufzeigte. Gesammelte und übersandte *D. reticulatus* wurden molekularbiologisch auf das Vorkommen von *Babesia* spp. untersucht, um ein regionales Infektionsrisiko für die canine Babesiose abschätzen zu können.

Beprobte Standorte und gesammelte Zecken

Durch die Feldstudie wurde ein Habitat von *D. reticulatus* im Norden von München nachgewiesen. Das Habitat war bereits einmal positiv evaluiert worden (Silaghi et al. 2011). In dieser Arbeit konnte das Habitat als endemisch eingestuft und seine Ausdehnung bestimmt werden. Es handelt sich um das erste endemische *D. reticulatus* Habitat in Bayern, das in mehreren Aktivitätsperioden in Felduntersuchungen bestätigt werden konnte.

D. reticulatus wurde außerdem in je einer Aktivitätsperiode in einem Waldstück im Nordosten von München (Zengermoos) und im Regensburger Wald nachgewiesen. Für beide Gebiete lagen bisher keine Berichte über *D. reticulatus* vor, sie liegen aber in der Nähe historisch erwähnter *D. reticulatus* Habitate in den Stadtgebieten von München und Regensburg (Zahler et al. 2000a/b). Die Habitate werden als Fundorte, aber nicht als endemisch eingestuft. Das endemische Habitat der Isarauen liegt ca. fünf km vom Standort Zengermoos entfernt, möglicherweise handelt es sich bei dem Einzelfund um eine eingeschleppte Zecke.

In historisch erwähnten Gebieten und in anderen Gebieten mit gemeldeten Fundorten konnte *D. reticulatus* nicht nachgewiesen werden. Die erwähnten Freilandfunde von *D. reticulatus* in den Stadtgebieten von München und Regensburg (Zahler et al. 2000a/b) konnten trotz genauer Ortsangaben nicht bestätigt werden, möglicherweise wurde in den letzten 15 Jahren durch stadtbauliche Maßnahmen die Umgebung in den Arealen verändert. Beide Standorte weisen Anzeichen regelmäßiger Landschaftspflege auf, vor allem

das Areal im Stadtgebiet von Regensburg ist hochkultiviert. Es wurde berichtet, dass sich *D. reticulatus* vor allem in naturbelassenen Arealen findet (Heile et al. 2006, Nowak 2011, Silaghi et al. 2011). Diese Areale zeichnen sich in der Regel durch üppige und dichte Vegetation aus, und entsprechen daher nicht der Beschreibung eines hochkultivierten Standortes. Auch für *I. ricinus* wurde festgestellt, dass in hochkultiviertem Gelände, z.B. in Arealen mit intensiver Landschaftspflege, kurzgehaltenen Gräsern und ausgedünnten Strauchschichten, geringere Zeckendichten zu erwarten sind, vor allem wenn bodendeckende Vegetationsschichten entfernt werden (Medlock et al. 2012).

Bei anderen historisch erwähnten Gebieten war möglicherweise das Alter der beschreibenden Quelle der Grund, dass *D. reticulatus* dort nicht nachgewiesen werden konnte: Die historisch erwähnten *D. reticulatus* Funde in Michelau und Veitshöchheim stammten aus einer fast 90 Jahre alten Quelle (Schulze 1925). Die beschriebenen Habitate sind möglicherweise nicht mehr aktuell. Zudem wurden die gleichen Areale ebenfalls für *D. marginatus* berichtet (Hohorst 1943). Auf eine mögliche Klassifizierungsungenauigkeit bezüglich dieser beiden Areale und Arten wurde bereits hingewiesen (Liebisch und Rahman 1976). Bei den in der Literatur erwähnten Fundorten in Neustadt-Aisch und Pegnitz (Dautel et al. 2006) war die Herkunft von *D. reticulatus* nicht eindeutig nachzuvollziehen. *D. reticulatus* war in beiden Gebieten vom Wild abgesammelt worden (Dautel et al. 2006). Der Infestationsort konnte keinem kleinräumlichen Areal zugeordnet werden, da Wildtiere, vor allem Rotwild, zum Teil weite Strecken zurücklegen (BJV, Haug 2003, Imm et al. 2009). Für die Zeckensammlung mussten daher weitläufige Areale, die teilweise ganze Großstadtgebiete bzw. deren umgebende Wälder umfassten, eingeplant werden. Eine flächendeckende Untersuchung solch großer Areale ist nicht möglich, was sich auch darin widerspiegelt, dass für Deutschland keine flächendeckenden Daten zum Vorkommen von *D. reticulatus* bekannt sind, sondern lediglich lokale Prävalenzen (z.B. Bauch und Danner 1988, Cornely und Schultz 1992, Dautel et al. 2006, Gothe und Wegerdt 1991, Liebisch und Rahman 1976, Zahler et al. 1996).

Um dennoch auch große Areale möglichst umfassend zu untersuchen, wurde in der vorliegenden Studie eine große Anzahl an Gebieten in Stichproben untersucht. Hier ergab sich als Problem, dass *D. reticulatus* in weitläufigen Arealen hochfokal und in kleinen Anzahlen vorkommen kann (Enigk 1958, Hillyard 1996), was sowohl für deutsche Vorkommen von *D. reticulatus* (Bauch und Danner 1988, Kahl et al. 1992, Liebisch und Rahman 1976, Menn 2006, Zahler et al. 2000a/b) als auch für *D. reticulatus* Habitate aus anderen europäischen Ländern in aktuellen Publikationen bestätigt wurde (z.B.

Cochez et al. 2012, Hubálek et al. 2003, Immler et al. 1970, Obsomer et al. 2013, Tjisse-Klasen et al. 2011). Auch in der eigenen Untersuchung wurden in einem sehr weitläufigen Gebiet, dem Regensburger Wald (gesamte Ausdehnung ca. 180 km²), nur sechs *D. reticulatus* auf zwei kleinen Lichtungsflächen gefunden, wobei sich diese Zecken einzeln oder in Gruppen von zwei bis drei Exemplaren auf wenigen Quadratmetern befanden. Im Zengermoos, einem 400 ha großen Waldstück, wurde eine *D. reticulatus* gefunden. Auch im Bereich der Isar, wo sich im Gegensatz zu den anderen Fundorten zahlreiche *D. reticulatus* fanden, war das Auftreten der Zecke fokal. Die Zecke wurde ausschließlich im Bereich der isarbegleitenden Waldkomplexe zwischen Ismaning und Freising nachgewiesen. Weder in den – landschaftlich fast identischen – angrenzenden südlichen und nördlichen Arealen entlang der Isar, noch in den an die Isarauen im Osten und Westen angrenzenden Acker- und Wiesenflächen und deren Ökotonbereichen wurden weitere *D. reticulatus* gefunden. Hieraus wird klar, dass die Wahrscheinlichkeit *D. reticulatus* in weitläufigen Arealen bei stichprobenartiger Untersuchung nachzuweisen, gering ist, vor allem wenn es sich um quantitativ schwache Habitate handelt.

Anzahl und Verteilung gesammelter Zecken, Beurteilung der Sammelmethode

I. ricinus, die häufigste Zecke Mitteleuropas (Deplazes et al. 2013), wurde bis auf drei negativ evaluierte Standorte an allen beprobten Standorten nachgewiesen. In dieser Studie wurde ein außergewöhnlich hoher Anteil adulter *I. ricinus* gefunden. Es ist bekannt, dass die Anteile (adulter) *I. ricinus* Stadien in Abhängigkeit vom Habitat und Beprobungszeitraum variieren, insgesamt werden jedoch niedrigere Anteile von adulten *I. ricinus* erwartet. So wurden Verteilungen von 100,4:63,7:1 (Larve:Nymphe:adult) (Ruiz-Fons et al. 2012), bzw. 100:10:2 (Larve:Nymphe:adult) (Dobson et al. 2011) beschrieben, wobei beobachtet wurde, dass der Anteil an Nymphen in kälteren Regionen, wie z.B. in Bergregionen, geringer wird (Ruiz-Fons et al. 2012). Eine Erklärung dafür, dass *I. ricinus* in den eigenen Sammlungen in einem anderen Verhältnis vorgefunden wurde, ist die Tatsache, dass die Zeckensammlungen an die Aktivitätsperioden adulter *D. reticulatus* angepasst wurden (Hillyard 1996, Immler et al. 1970). So wurde ein Großteil der Sammlungen in den Monaten September und Oktober durchgeführt. In den Herbstmonaten ist die Aktivität von *I. ricinus* in Mitteleuropa jedoch eher gering. Der bimodale Aktivitätsverlauf von *I. ricinus* beginnt mit einem Hauptpeak im Frühjahr, gefolgt von einem Aktivitätsrückgang im Sommer und einem darauf folgenden kleineren Herbstpeak (Deplazes et al. 2013, Gray 1991, Korenberg 2000, Sonenshine 1993). In nördlichen Regionen Europas oder bei mildereren Temperaturen wurden auch unimo-

dale Aktivitätsverläufe beobachtet, wobei die Hauptaktivität dieser Zecke dann im Frühjahr und Frühsommer zu erwarten ist (Sonenshine 1993). Das Vorliegen unimodaler Aktivitätsverläufe von *I. ricinus* wurde auch in aktuellen Studien für süddeutsche Zeckenpopulationen bestätigt (Poljak 2012, Schulz 2013). In Abhängigkeit vom Habitat und klimatischen Bedingungen variiert der saisonale Aktivitätshöhepunkt (Gray 1991). Bei bi- und unimodalen Aktivitätsverläufen wird die Hauptaktivität aller Entwicklungsstadien, vor allem der Jungstadien, jedoch im April, Mai und Juni beobachtet (Sonenshine 1993). In den Sammelmonaten September und Oktober sind daher weder bei uni- noch bei bimodalem Aktivitätsverlauf hohe Anzahlen von *I. ricinus* (Jungstadien) zu erwarten.

Adulte *D. reticulatus* wurden in einem Verhältnis von 1,7:1 (weiblich: männlich) gefunden. Dieses Verhältnis entspricht ungefähr dem Verhältnis, das in einer experimentellen Studie beschrieben wurde. Demzufolge fanden sich in einem Gelege von *D. reticulatus* mehr als doppelt so viele Weibchen wie Männchen. Das Verhältnis (Sexualindex) betrug unter Laborbedingungen 2,3:1 (Immler 1973). Subadulte *D. reticulatus* wurden nicht gefunden, was sich zum einen dadurch erklärt, dass *D. reticulatus* Larven und Nymphen ausschließlich in den Sommermonaten (Juni-August) aktiv sind (Arthur 1960, Immler et al. 1970). In diesen Monaten wurden wenige Sammlungen durchgeführt. Zum anderen ist grundsätzlich nicht zu erwarten, Jungstadien von *D. reticulatus* von der Vegetation abzuflaggen, da diese endophil, in der Nähe ihrer potentiellen Wirte, z.B. in deren Höhlen oder tief in der Vegetationsmatte, leben (Heile et al. 2006). Sie werden also normalerweise nicht durch die Flagge abgestreift, da diese über höhere Vegetationsschichten gezogen wird. Dementsprechend gibt es auch in der Literatur sehr selten Berichte über Jungstadien von *D. reticulatus*, die von der Vegetation abgesammelt wurden. Eine Publikation berichtet von Funden von *D. reticulatus* Nymphen auf der Vegetation in Polen (Biaduń 2011), eine andere von Funden dieser Stadien in der Tschechischen Republik (Rudolf et al. 2009). Die Funde sind nicht näher spezifiziert, es ist anzunehmen, dass es sich um Zufallsfunde handelt. Entsprechend der endophilen Lebensweise subadulter *D. reticulatus* werden Jungstadien in der Regel ausschließlich am Wirt gefunden. Berichtet wurden Funde an Kleinsäugetern, z.B. an Mäusen – *Apodemus* spp., *Microtus* spp. (Paziewska et al. 2010) und *Myodes* spp. (Silaghi et al. 2012a) – und selten an größeren Wirtstieren, z.B. am Hund (Hornok et al. 2013) und an der Ziege (Hornok et al. 2012).

In der eigenen Untersuchung trat *D. reticulatus* an den 12 positiv evaluierten Standorten

immer sympatrisch mit *I. ricinus* auf. Für andere deutsche Habitate von *D. reticulatus* liegen nur wenige Vergleichswerte vor. Entsprechend der Sammeldaten eines *D. reticulatus* Habitates in Leipzig wurde das Verhältnis von *D. reticulatus* (anteilig an gefundenen *D. reticulatus* und *I. ricinus*) mit ein Anteil von 20,9% (April), bzw. 87,3% (September/Oktober) ermittelt (Silaghi et al. 2012b). Für ein anderes Habitat in Sachsen lag der *D. reticulatus* Anteil aller gefundenen Zecken bei 18,5% (Kahl et al. 1992). Es zeigt sich somit, dass *D. reticulatus* in endemischen Arealen einen sehr hohen Anteil der gefundenen Zecken ausmachen kann, und, vor allem jahreszeitlich bedingt, häufiger als *I. ricinus* vorkommen kann. Diese Beobachtung entspricht nicht den Verhältnissen, die für die gesamte Verteilung von *I. ricinus* und *D. reticulatus* in Europa und Asien angenommen werden. So wurden in einer aktuellen, groß angelegten Studie Zeckenfunde aus Europa und Asien digital ausgewertet, wobei *I. ricinus* mit 44,3 % einen deutlich höheren Anteil hatte als *D. reticulatus*, mit einem Anteil von 8,1 % (Estrada-Peña et al. 2013). Insgesamt bestätigt sich in der eigenen Sammlung, dass *I. ricinus* die häufigste Zeckenart ist, dass aber in *D. reticulatus* Habitaten in Abhängigkeit von der Jahreszeit und Habitatstyp mehr *D. reticulatus* als *I. ricinus* gefunden werden können. Es wurde auch diskutiert, ob das Auftreten der beiden Arten negativ korreliert sein könnte (Hubálek et al. 2003).

Die verwendete Sammelmethode, die Fahnen-Flaggen-Methode, wurde zum Sammeln adulter *D. reticulatus* bereits als effektiv eingestuft (Martinod und Gilot 1991), und konnte auch in der vorliegenden Studie effektiv eingesetzt werden. Die Methode wird standardmäßig zum Nachweis von *D. reticulatus* auf der Vegetation verwendet (z.B. Bauch und Danner 1988, Cochez et al. 2012, Dobec et al. 2009, Hornok und Farkas 2009, Immler et al. 1970, Kahl et al. 1992, Kiewra und Czulowska 2013, Menn 2006, Schaarschmidt et al. 2013, Silaghi et al. 2011, Zahler et al. 2000a/b). Als Modifikation wäre die Verwendung einer CO₂ getränkten Flagge möglich (Gherman et al. 2012). Diese Modifikation erbrachte experimentell eine deutlich größere Anzahl an abgesammelten *I. ricinus* im Vergleich zur herkömmlichen Fahnen-Flaggen-Methode, da das verwendete CO₂ einen zusätzlichen Reiz für die wirtssuchenden *I. ricinus* darstellt. Auf die Anzahl gesammelter *D. marginatus* hatte die Modifikation jedoch keinen Einfluss. Ob ein Einfluss auf *D. reticulatus* besteht, müsste in einer Studie geklärt werden.

Die Fahnen-Flaggen-Methode erwies sich in der vorliegenden Studie ebenfalls als effektiv, um alle Stadien von *I. ricinus* von der Vegetation abzusammeln, es besteht jedoch die Möglichkeit, die tatsächliche Anzahl von *I. ricinus* in einem Areal zu unter-

schätzen: es wurde festgestellt, dass sich ein Großteil der *I. ricinus* Population regelmäßig, vor allem zur Rehydrierung, in tiefere Vegetationsschichten zurückzieht (Perret et al. 2000). Zecken, die sich in Bodennähe aufhalten werden durch die Fahnen-Flaggen-Methode jedoch kaum abgesammelt (Gray 1985), so dass es zu Fehleinschätzungen der Zeckendichte kommen kann. Trotz Unsicherheiten gilt die Fahnen-Flaggen-Methode als effektives Mittel um die tatsächliche Zeckendichte in einem Sammelgebiet abzuschätzen (Sonenshine 1993).

Da die Untersuchungen in dieser Arbeit qualitativ durchgeführt wurden, können nur bedingt Rückschlüsse auf die saisonale Dynamik von *D. reticulatus* im Habitat gezogen werden. An identischen Sammelstrecken am Ostufer der Isar zeichnete sich jedoch ab, dass die Aktivität von *D. reticulatus* im September und Oktober, vor allem im Vergleich zur Aktivität von *I. ricinus*, sehr hoch ist. Es konnte bestätigt werden, dass der Herbstpeak bis November andauert (Immler 1973). Um genauere Aussagen zur saisonalen Dynamik treffen zu können, wäre eine quantitative Evaluierung eines endemischen Gebietes mit regelmäßigen, standardisierten Untersuchungen über einen längeren Zeitraum nötig, wie sie z.B. für *I. ricinus* in Süddeutschland durchgeführt wurde (Poljak 2012, Schulz 2013).

Habitatscharakteristik

Die positiv evaluierten Gebiete gehören unterschiedlichen Landschaftskomplexen an (Hangmischwald, Moorbirkenwald und Auenlandschaft) und weisen Zeichen anthropogener Beeinflussung auf. Bei allen *D. reticulatus* positiv evaluierten Habitaten handelt es sich jedoch um humide Mischwaldareale in Gewässernähe. Das Fundgebiet der Isarauen ist Teil einer Auenlandschaft (WWA München, WWA Freising), die jedoch weite Teile ihres ursprünglichen Charakters durch flussbauliche Maßnahmen verloren hat (WWA München). Überschwemmungen, die eines der Hauptkriterien eines Auwaldes sind (Ellenberg 1996), treten in diesem Bereich der Isar nur noch selten auf (Brunotte et al. 2010, WWA München), so dass Auenflutbereiche, bzw. Bereiche der klassischen flussnahen Weichholzaue nur rudimentär ausgeprägt sind (eigene Beobachtung). Das Ökosystem des endemischen Fundgebietes ist daher eine flussbegleitende Mischwaldflur mit auenähnlichem Charakter. Dieses Ökosystem wurde ursprünglich als ein präferiertes Ansiedlungsareal von *D. reticulatus* beschrieben (Enigk 1958). Ein interessantes Ergebnis hinsichtlich der fokalen Verbreitung von *D. reticulatus* lieferte die digitale Geländeanalyse: entsprechend der Auswertung der potentiellen natürlichen Vegetation fallen die Ausbreitungsgrenzen des endemischen Habitates von *D. reticulatus* mit der

Ausdehnung auen- und auenbegleitender edellaubholzreicher Feucht- und Sumpfwälder sowie Auenwälder zusammen (LfU, Legende PNV). Diese Vegetationskomplexe bilden die klassischen Auwaldsysteme im engeren Sinn (Ellenberg 1996). Ebenso konnte im Hinblick auf die ökologische Präferenz der Art, sowohl in der digitalen Geländeanalyse des endemischen Fundgebietes, als auch in den eigenen Untersuchungen, eine Assoziation zu Bodentypen festgestellt werden, die extremen Feuchtigkeitscharakter bis hin zur Staunässe aufweisen (Ton- und Gleyböden mit kleinflächigen Vermoorungen). Die (potentiellen) Vegetationskomplexe der Auwälder und der entsprechenden stark humiden Bodentypen finden sich in dieser Kombination in Bayern eher selten. Es scheint daher vielversprechend, in zukünftigen Felduntersuchungen priorisiert Gebiete zu untersuchen, die eben diesem Ökosystem entsprechen, vor allem wenn sich in diesen Bereichen naturbelassene Waldgebiete (z.B. Natur- und Landschaftsschutzgebiete) befinden. Insgesamt konnte in dieser Studie bestätigt werden, dass *D. reticulatus* eine Präferenz für humide, naturnahe Laub- und Mischwaldareale wie Flussauen, Sumpf- und Moorgebiete an Flüssen oder Seen besitzt (Enigk 1958, Liebisch und Rahman 1976). Es zeichnet sich jedoch ab, dass die ökologische Toleranz der Art auch anthropogen beeinflusste Habitatsbeinhaltet, die nicht ursprünglich und naturbelassen sind. Die digitale Geländeanalyse zeigte für Bayern fast 8000 Mischwaldgebiete an Gewässern, so dass anzunehmen ist, dass *D. reticulatus* bayernweit eine Vielzahl geeigneter Habitatsbeinhaltet. Die Vermutung, dass *D. reticulatus* auch in „einfachen Flusslandschaften“, die keinen Auencharakter im vegetationsökologischen Sinn besitzen, geeignete Habitatsbedingungen vorfindet, bestätigt sich in diversen aktuellen Publikationen. Demnach werden Vorkommen der Zecke zwar in Auwaldgebieten beschrieben, z.B. in den Auwäldern in Tschechien, Österreich und der Slowakei (Gurycová et al. 1995, Hubálek et al. 1996, Hubálek et al. 1997, Siroký et al. 2011), aber auch in flussbegleitenden Wäldern ohne Auwaldcharakter, z.B. in Polen, der Slowakei und Sibirien (Kiewra und Czulowska 2013, Nowak 2011, Szymanski 1986, Zygnier et al. 2009, Bullová et al. 2009). Zur weiteren Klärung der ökologischen Toleranz der Art sollten zukünftige Studien zum Vorkommen der Zecke vor allem auch die Gewässernähe und die Bodenqualität der Arealare dokumentieren. Falls das Vorkommen von *D. reticulatus* kleinräumlich mit dem Vorkommen von Gewässern und dementsprechend feuchten Bodentypen zu assoziieren ist, wäre das Fehlen von Gewässern in einem Gebiet nach wie vor ein Ausschlusskriterium für die Ansiedlung von *D. reticulatus*.

In Arealen mit Trockenheitscharakter konnte *D. reticulatus* in dieser Studie nicht nachgewiesen werden, allerdings wurden *D. reticulatus* aus der Gegend von Würzburg

(Maintal) eingesandt. Das Maintal zählt zu den wärmsten und trockensten Gebieten Deutschlands (Liebisch und Rahman 1976). Berichte von *D. reticulatus* Funden aus Gebieten mit Trockenheitscharakter waren bisher in Europa selten, für Deutschland liegen, neben den erwähnten Vorkommen im Maintal (Schulze 1925), Berichte aus Gebieten mit Trockenheitscharakter in Ostdeutschland vor (Bauch und Danner 1988, Cornely und Schultz 1992, Menn 2006). Schon historisch wurde ein Unterschied in der Habitatspräferenz östlicher, eurasischer Vorkommen von *D. reticulatus* und westlicher, europäischer Vorkommen von *D. reticulatus* vermutet: es wurde beschrieben, dass diese Zecke in ihrem östlichen Verbreitungsgebiet auch in Habitaten mit Trockenheitscharakter (Steppen) vorgefunden wird, während für die westlichen Vorkommen von *D. reticulatus* die Präferenz zu humiden Arealen als Charakteristikum galt (Schulze 1929). Es wurde vermutet, dass sich die Habitatspräferenz entsprechend der geographischen Lage verändern könnte (Bauch und Danner 1988). Da *D. reticulatus* neben den oben erwähnten Vorkommen in trockenen Gebieten in Ostdeutschland (Bauch und Danner 1988, Cornely und Schultz 1992, Menn 2006) auch im Ausland, in Ungarn und Mitteleuropa in Gebieten mit weniger humidem Charakter (Weideflächen) beschrieben wurde (Hornok und Farkas 2009, Zygner et al. 2009), ist fraglich, ob sich die Habitatspräferenz europäischer *D. reticulatus* Vorkommen verlagert hat, so dass in Zukunft mit einem weiteren Auftreten von *D. reticulatus* in Gebieten mit Trockenheitscharakter zu rechnen ist.

Bestandsbildende Vegetation

Zwischen den *D. reticulatus* positiven Standorten gab es große Unterschiede im Gesamtvorkommen gesammelter *D. reticulatus*. An allen Standorten befinden sich Mischwaldareale, in denen die Baum- und Strauchschichten von Pflanzen gebildet wurden, die für Mitteleuropa im Hinblick auf die Artenzusammensetzung typisch sind (Ellenberg 1996). In der Baumschicht fanden sich vorwiegend Fichte, Kiefer, Hainbuche, Eiche und Rotbuche, sowie stellenweise Schwarzerlen und Moorbirken, die durch ihre Standortassoziation zu feuchten, bzw. staunassen Böden, eher räumlich begrenzt auftreten (Oberdorfer 2001). In der Strauchschicht fanden sich vorwiegend Seggengräser, Landreitgras, Pfeifengras (*Molinia* spp.), Springkraut und gemeine Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.).

Die bestandsbildenden Bäume in den quantitativ schwachen *D. reticulatus* Standorten in Regensburg und im Zengermoos, und dem quantitativ starken *D. reticulatus* Habitat an den Isarauen waren ähnlich, und entsprechen der Zusammensetzung der Baumschicht, die für andere *D. reticulatus* Habitate beschrieben wurde, in denen u.a. Rotbuche, Hain-

buche, Kiefer und Eiche, stellenweise auch Schwarzerlen vorgefunden wurden (Cornely und Schultz 1992, Hubálek et al. 2003, Liebisch und Rahman 1976, Menn 2006). Ein Unterschied war in der Zusammensetzung der Strauchschichten der quantitativ schwachen, und des quantitativ starken Areals festzustellen. In unmittelbarer Nähe der *D. reticulatus* Funde befinden sich in den quantitativ schwachen Arealen üppige, aber monotone Gräserbestände (Lichtungsflecken), während im endemischen Areal der Isarauen eine üppige und artenreiche Strauchschicht vorkommt, die meist etagenartig zusammengesetzt ist. Von den vorgefundenen Pflanzen in der Strauchschicht waren an anderen Standorten, an denen *D. reticulatus* in Deutschland nachgewiesen wurde, ebenfalls Seggengräser, große Brennnessel, gemeine Brombeere, Efeu (*Hedera* spp.) und mehrfach Landreitgras beschrieben worden (Cornely und Schultz 1992, Liebisch und Rahman 1976, Menn 2006). Für französische *D. reticulatus* Vorkommen wurden als bevorzugte Wartepflanzen diverse Gräserarten, wie Knäuelgräser (*Dactylis* spp.), Weidelgras (*Lolium perenne*) und Rispengras (*Poa trivialis*), aber auch Laucharten (*Allium* spp.) und Sträucher (z.B. Schlehdorn (*Prunus spinosa*)) beschrieben (Gilot et al. 1974). Es handelt sich insgesamt um Pflanzenarten, die in Mitteleuropa häufig vorkommen. Bisher nicht als Wartepflanze für *D. reticulatus* beschrieben waren Springkraut (*Impatiens glandulifera*) und Goldrute (*Solidago* spp.), auf denen *D. reticulatus* zahlreich im Gebiet der Isarauen abgesammelt wurde. Beide Pflanzen haben in Bayern den Status von Neophyten⁸, und finden sich vor allem in Wäldern und entlang von Bachläufen häufig (Ewald 2009). Springkraut war auch Wartepflanze von *I. ricinus*, z.B. im Sammelgebiet Sinzing entlang des Bachlaufes. Die Vegetationszusammensetzung der positiv beprobten bayerischen Standorte weist keine außergewöhnlichen Pflanzenarten auf, und wurde in dieser Studie vielfach an anderen Standorten in ähnlicher Kombination gefunden (z.B. im Gebiet der Donauniederung, den Lechauen und den Waldgebieten Inhausen und Schwarzhölzl im Großraum München, oder den Mischwaldgebieten Hanglage in Gewässernähe, wie z.B. im Gebiet der „Stauden“ bei Augsburg). Es ist daher anzunehmen, dass das Vorkommen von *D. reticulatus* nicht mit dem Vorkommen einzelner Pflanzenarten assoziiert ist. Eine Assoziation bezüglich der Dichte von *D. reticulatus* konnte jedoch zu der Zusammensetzung der Vegetation in vertikaler Richtung hergestellt werden: hohe Anzahlen von *D. reticulatus* wurden im endemischen Gebiet der Isarauen aus dichten Kraut- und Strauchkomplexen abgesammelt, während

⁸ Neophyten sind Pflanzen, die eigentlich aus fremden Ländern stammen, die sich jedoch nach Verschleppung etablieren und massenhaft weiter ausbreiten, zum Teil unter Verdrängung einheimischer Arten (Ewald 2009).

in kurz gemähten Gräsern am Wegrand und auf Magerwiesenflächen weniger *D. reticulatus* gefunden wurden. Auch *I. ricinus* wurde in der eigenen Untersuchung in hohen Anzahlen in Randgebieten von Lichtungen und in Mischwaldbereichen mit dichtem Unterwuchs (Augsburg, westliche Wälder, Wälder im Großraum München) gefunden, während niedrige Anzahlen in Bereichen mit geringer Vegetationsdichte (Isarauen südlich von München, Mühlhausen und Würzburg) festgestellt wurden. Es ist anzunehmen, dass beide Zeckenarten eine ähnliche Präferenz für Vegetationszusammensetzung im Habitat besitzen. So wurde für *I. ricinus* festgestellt, dass bevorzugt Vegetationskomplexe mit einer dichten unteren Vegetationsschicht besiedelt werden. Diese bieten Schatten und niedrigere Temperaturen bei höherer Luftfeuchtigkeit (Dobson et al. 2011, Petney et al. 2012). Für Zecken besteht dadurch die Möglichkeit, sich zur Rehydrierung zurückzuziehen, zudem ermöglicht eine dichte Detritusschicht aus welken Pflanzenbestandteilen den Zecken die Überwinterung (Deplazes et al. 2013, Immler 1973, Heile et al. 2006). Insgesamt ist anzunehmen, dass die Zusammensetzung der Vegetation in vertikaler Richtung auch ein maßgebliches Kriterium für das Auftreten und die Dichte von *D. reticulatus* ist, dass das Vorhandensein einzelner Pflanzenarten jedoch nur einen geringen Einfluss auf das Vorkommen von *D. reticulatus* hat.

Bodenfeuchte

Alle *D. reticulatus* positiv beprobten Gebiete weisen Böden mit hohen Feuchten bis hin zur Nässe auf. Es ist anzunehmen, dass die Bodenfeuchte die Aktivität von *D. reticulatus* beeinflusst, wie es bereits für *I. ricinus* festgestellt wurde, deren Aktivität in Gebieten mit hohen Bodenfeuchten steigt (Medlock et al. 2008). Möglicherweise sind hohe Bodenfeuchten auch ein grundsätzliches Ansiedlungs- und Überlebenskriterium für *D. reticulatus*, und damit Bestandteil der ökologischen Nische und nicht des Aktivitätszyklus, was eine mögliche Erklärung für das fokale Auftreten der Zecke in Gewässernähe ist. Zudem wäre es eine Erklärung für das beobachtete negativ korrelierte Auftreten von *I. ricinus* und *D. reticulatus* (Hubálek et al. 2003): Hohe Bodenfeuchten wirken sich durch Verdunstung direkt auf die Luftfeuchtigkeit in bodennahen Vegetationsschichten aus. Zusätzlich ist die Luftfeuchtigkeit in Gewässernähe durch Evaporation erhöht. Da *D. reticulatus* Gebiete in Gewässernähe besiedelt, ist anzunehmen, dass die Zecke relativ hohe Luftfeuchtigkeit präferiert, bzw. toleriert. Sie hätte dadurch möglicherweise einen Selektionsvorteil gegenüber *I. ricinus*. Für *I. ricinus* wurde berichtet, dass ab einem Luftsättigungsdefizit (Luftfeuchtigkeit) von ca. 60% die Wirtssuchaktivität von *I. ricinus* Nymphen abnimmt (Perret et al. 2000). Falls *D. reticulatus* höhere Sättigungs-

werte toleriert, könnte sie auch in Gebieten mit höherer Luftfeuchtigkeit länger als *I. ricinus* aktiv auf Wirtssuche bleiben.

Geländehöhe

Eine Beziehung zwischen *D. reticulatus* Vorkommen und Geländehöhe konnte nicht festgestellt werden. Die positiv beprobten Standorte lagen auf Geländehöhen zwischen 352-488 m, wobei die Funde im Gebiet des Regensburger Waldes mit 352-406 m die niedrigeren Geländehöhen aufwiesen. Die Funde liegen damit in ähnlicher Höhe wie im Endemiegebiet des Schönbuch bei Tübingen (Liebisch und Rahman 1976) mit 300-580 m, und die kürzlich beschriebenen Vorkommen südwestlich von Saarbrücken mit ca. 250-300 m. Alle anderen beschriebenen endemischen *D. reticulatus* Vorkommen in Deutschland liegen auf niedrigeren Geländehöhen, die Vorkommen am Oberrhein auf bis zu 200 m (Menn 2006), die ostdeutschen Vorkommen im Gebiet der Düben-Dahlener-Heide mit Annaburger Heide und Leipzig auf Höhen von 100-150 m (<http://gpso.de/maps/>). Im Ausland wurden *D. reticulatus* Vorkommen in Höhen bis zu 1000 m in Ungarn (Hornok und Farkas 2009) nachgewiesen. Die Vermutung, *D. reticulatus* siedle sich nur in Gelände unter 300 m Höhe an (Menn 2006) konnte damit nicht bestätigt werden.

Klimatische Daten

Aktivitäten von *D. reticulatus* wurden bei Lufttemperaturen zwischen 11,5°C und 26,2°C, bei Luftfeuchtheitswerten zwischen 45,5% und 65,9% und bei Bodentemperaturen zwischen 16°C und 25°C festgestellt. Die Lufttemperaturen liegen innerhalb des Wertebereiches, der in anderen Studien als Aktivitätsbereich von *D. reticulatus*, mit mittleren Tagestemperaturen von 8,5°C-19,2°C festgestellt wurde (Hubálek et al. 2003). Als bisher niedrigster unterer Temperaturwert für *D. reticulatus* Aktivität wurden 0,7°C berichtet (Hubálek et al. 2003). Ein definitiver Grenzwert für die Maximaltemperatur, bei der noch Aktivitäten von *D. reticulatus* festgestellt werden, ist nach eigener Kenntnis nicht bekannt. Der beschriebene höchste Tagesmittelwert von 19,2°C bei dem noch Aktivitäten von *D. reticulatus* festgestellt wurden, entspricht maximalen Stundenwerten bis 27°C (Hubálek et al. 2003). Dieser maximale Stundenwert liegt über dem ermittelten Maximalwert, bei dem in der eigenen Studie *D. reticulatus* Aktivitäten festgestellt wurden. Im Hinblick auf die Luftfeuchtigkeit sind für *D. reticulatus* bisher keine Aktivitätsgrenzen beschrieben. Für polnische Vorkommen waren Aktivitäten bis zu einer relativen Luftfeuchte von 93,3% festgestellt worden (Buczek et al. 2013). Der in der

eigenen Untersuchung gemessene höchste Luftfeuchtwert liegt unter diesem Wert.

In der eigenen Studie wurden die meisten *D. reticulatus* bei Bodentemperaturen zwischen 19°C und 21°C gesammelt, was darauf zurückzuführen ist, dass Sammlungen in *D. reticulatus* Gebieten vorwiegend im Herbst durchgeführt wurden. Für tschechische Vorkommen dieser Zecke wurde beschrieben, dass steigende Bodentemperaturen einen negativen Einfluss auf die Aktivität von *D. reticulatus*, aber einen positiven Einfluss auf die Aktivität von *I. ricinus* haben, wobei Aktivitäten von *D. reticulatus* ab Bodentemperaturen von -0,1°C ermittelt wurden (Hubálek et al. 2003). Ein positiver Einfluss steigender Bodentemperaturen auf die Aktivität von *I. ricinus* wurde kürzlich für süddeutsche Vorkommen dieser Zecke bestätigt (Schulz 2013). Die beschriebene gegensätzliche Korrelation zwischen Bodentemperatur und den Aktivitäten von *I. ricinus* und *D. reticulatus* müsste in quantitativen Studien untersucht werden.

Die Auswertung der digitalen Klimadaten (ermittelt aus einem 30-jährigen Messzeitraum der Jahre 1981-2010) ergab für das endemische Gebiet der Isarauen eine Jahresdurchschnittstemperatur von 8,5°C. Die Jahresdurchschnittstemperatur aller anderen deutschen Endemiegebiete (des Oberrhein, des Schönbuch, der Düben-Dahlener-Heide mit Annaburger Heide, Leipzig und Saarbrücken) liegt höher (9,1°C-9,9°C). Die durchschnittlichen Jahresniederschlagsmengen liegen für das Endemiegebiet der Isarauen bei 863 mm. Für die anderen deutschen Endemiegebiete wurden höhere Werte nur für das Gebiet des Oberrhein (1074 mm/Jahr) festgestellt. Insgesamt ist die Streuung der jährlichen Niederschlagsmengen in deutschen Endemiegebieten groß. Auch für französische Vorkommen von *D. reticulatus* wurde eine breite Streuung der jährlichen Niederschlagsmengen zwischen 853 mm und 1027 mm beschrieben (Gilot et al. 1974). Die früher angegebenen Grenzwerte der jährlichen Niederschlagsmengen (400mm-1000mm) (Immler et al. 1970) können somit als Richtwert bestätigt werden.

Die vergleichende Betrachtung der deutschen und französischen Endemiegebiete lässt vermuten, dass die Temperatur einen größeren Einfluss auf die Ökologie von *D. reticulatus* hat als die Niederschlagswerte in einem Gebiet. So wurden Funde von *D. reticulatus* in Mitteleuropa – bisher – ausschließlich aus Gebieten mit jährlichen Durchschnittstemperaturen über 9°C berichtet (Bauch und Danner 1988), wobei die vergleichende Analyse in dieser Studie ergab, dass die Art dabei sowohl in trockeneren (z.B. in der Düben-Dahlener-Heide (590 mm)), moderat feuchten (z.B. Schönbuch (805 mm)), als auch in humiden Arealen (z.B. am Oberrhein (1074mm)) vorkommen kann. Im Gesamt-

vergleich ist das in dieser Studie festgestellte endemische Habitat von *D. reticulatus* an den Isarauen das Gebiet mit den niedrigsten jährlichen Durchschnittstemperaturen, die jährlichen Niederschlagsmengen liegen im mittleren bis oberen Bereich.

Für die abschließende Interpretation ist zu bedenken, dass die durchschnittlichen Klimawerte für deutsche Endemiegebiete aus gemittelten Messwerten aus 30 Jahren (1981-2010) ermittelt wurden. Im Vergleich dazu ist nicht bekannt, aus welchen Datenquellen und Messzeiträumen die klimatischen Daten für französische Vorkommen stammen, wodurch ein direkter Vergleich nur bedingt möglich ist. Zudem lagen die verwendeten Klimadaten für deutsche Endemiegebiete als extrapolierte Datensätze vor, deren Ergebnisse u.U. ungenauer sein können, als exakte Messdaten (DWD). Es ist jedoch auch bei vorsichtiger Interpretation davon auszugehen, dass *D. reticulatus* in süddeutschen Habitaten Jahrestemperaturen unter 9°C toleriert, womit die jährlichen benötigten Durchschnittstemperaturen in süddeutschen *D. reticulatus* Habitaten niedriger anzusetzen sind, als bisher angenommen.

Die Auswertung der Verläufe der monatlichen Durchschnittstemperaturen ergab für den heißesten Monat (Juli) im endemischen Gebiet der Isarauen eine durchschnittliche Temperatur von 18,1°C. Dieser Wert liegt unter der beschriebenen Präferenz von *D. reticulatus* für Habitate mit einer durchschnittlichen Temperatur von 20-22°C im Juli (Heile et al. 2006). Es ist daher anzunehmen, dass sommerliche Monatsdurchschnittstemperaturen von ca. 18°C ausreichend sind, dass *D. reticulatus* einen stabilen Entwicklungszyklus durchlaufen kann. Die ermittelten durchschnittlichen Werte der kalten Wintermonate liegen alle innerhalb der beschriebenen Toleranzgrenze von 0°C bis -3°C (Bauch und Danner 1988).

Wirte

Im endemischen Fundgebiet der Isarauen findet sich eine Vielzahl potentieller Wirte für *D. reticulatus*. Neben zahlreichen Kleinsäugetern, als Wirte der subadulten *D. reticulatus* (Domínguez-Peñafiel et al 2011, Grzeszczuk et al. 2006, Paziewska et al. 2010, Silaghi et al. 2012a), finden sich auch größere Wildtiere wie Reh und Rothirsch, die als potentielle Wirte für adulte *D. reticulatus* beschrieben wurden (Hornok et al. 2012). Für epidemiologische Aspekte ist vor allem interessant, welche Wildtiere *D. reticulatus* potentiell in andere Habitate transportieren könnten, da die Ausbreitung von Zecken an das Vorhandensein und den Bewegungsradius von Transportvektoren (Wirte) gebunden ist (Estrada-Peña 2005, Estrada-Peña et al. 2006).

Der Rothirsch ist in Bayern das Wildtier mit dem größten Lebens- und Aktionsraum. Er beansprucht bis zu 34.000 ha Territorium und unternimmt regelmäßig weite Wanderungen. Die Wanderkorridore sind relativ gut vorherzusagen, da sich die Tiere – soweit es die Infrastruktur zulässt – auf festgelegten, teilweise sehr alten und gut bekannten Fernwechsellinien bewegen (BJV, Haug 2003, Imm et al. 2009). Die digitale Geländeanalyse lieferte ein interessantes Ergebnis: Im endemischen Fundgebiet der Isarauen zwischen München und Freising gibt es eine Rothirschpopulation, deren Ausbreitungsgrenzen exakt mit der ermittelten Ausdehnung des endemischen Habitates von *D. reticulatus* zusammenfallen. Nordöstlich von Freising, im weiteren Verlauf der Isar finden sich weder Rothirsche (BJV), noch weitere *D. reticulatus*, obwohl die Vegetation der Isarauen weitestgehend identisch ist.

Andere große, regelmäßig in Bayern vorkommende Wildtiere sind Reh, Wildschwein und Fuchs. Alle leben jedoch in der Regel territorial und beanspruchen kleinere Lebensräume. Rehe leben in der Regel auf 100 ha – 200 ha (Haug 2003) mit dazwischen liegenden kurzen Migrationssstrecken von wenigen Kilometern (Vor et al. 2010). Wildschweine leben in Arealen bis 2000 ha (Haug 2003, Pohlmeier und Sodeikat 2004). Füchse leben meist in kleinen Territorien bis zu maximal 100 ha, wobei das Streifgebiet abhängig von der umgebenden Landschaft etwas größer sein kann (Gloor et al. 2006). Im endemischen *D. reticulatus* Habitat der Isarauen finden sich neben Rothirschen an größeren Wildtieren noch Rehe und stellenweise Schwarzwild. Aufgrund der unterschiedlichen Lebensweise der Wildtierarten ist der Rothirsch für das Endemiegebiet im Münchner Norden als das Wildtier einzustufen, das das größte Transportpotential für die Zecken besitzt. Die Vermutung, dass dem Rothirsch in Bayern eine wichtige Rolle in der Ausbreitung von *D. reticulatus* zuzusprechen ist, bestätigt sich darin, dass in allen anderen *D. reticulatus* Habitaten, die in dieser Arbeit nachgewiesen werden konnten, Rotwildkorridore verlaufen: Das Habitat der Isarauen steht über Wildtierkorridore mit den bereits lange bestehenden Endemiegebieten des Schönbuch (Schulze 1925), und in weiterer Distanz auch mit dem Endemiegebiet des Oberrhein (Gothe und Wegerdt 1991, Zahler et al. 1996) – das sich an die hochendemischen *D. reticulatus* Vorkommen in Frankreich anschließt – in Verbindung. Es ist daher denkbar, dass eine erste Einschleppung von *D. reticulatus* in das Gebiet an der Isar über Wildtiervektoren aus Westdeutschland, bzw. sogar aus Frankreich stattgefunden haben kann. Ebenso wäre dann zu vermuten, dass durch wandernde Rothirsche eine weitere Verbreitung von *D. reticulatus* aus dem endemischen Gebiet der Isarauen in neue Gebiete stattfinden kann. Auf Grundlage dieser Überlegungen könnten die Einzelfunde von *D. reticulatus* im Gebiet

des Regensburger Waldes bereits das erste Anzeichen eines weiteren Eintrages der Zecke in ein neues Habitat mit Endemisierungspotential sein.

Die Erstellung einer digitalen Risikokarte mittels GIS, auf Grundlage der Ergebnisse der digitalen Geländeanalyse

Zur Modellierung von Risikokarten, die die Verbreitung von Zeckenspezies zeigen sollen, wurde als mögliche Vorgehensweise beschrieben, zunächst eine Karte mit Landschaftsfragmenten zu erstellen, auf der Gebiete enthalten sind, die geeignete ökologische Rahmenbedingungen für die betrachtete Spezies aufweisen. Da sich die Zecken nicht von selbst zwischen den Landschaftsfragmenten bewegen, ist das Auftreten einer Zeckenart in angrenzenden Landschaftsfragmenten davon abhängig, ob Wirte existieren, die die Zecke dorthin transportieren können. Im nächsten Schritt wird daher versucht, die dynamische Variable Wirt in die Karte einzubringen. Auf die Problematik des Einbringens der dynamischen Variable wurde bereits eingegangen (Estrada-Peña 2005, Estrada-Peña et al. 2006). Entsprechend der beschriebenen Vorgehensweise wurde in dieser Arbeit eine Landschaftsfragment-Karte modelliert und mit Rotwildkorridoren verbunden. Die so erstellte Risikokarte hat einen positiven Prognosewert, womit bestätigt werden kann, dass aus verfügbaren digitalen Umweltvariablen eine plausible Prognosekarte für das Vorkommen von *D. reticulatus* in Bayern modelliert werden kann. In der vorliegenden Studie war die Nachevaluierung aller Gebiete zur Bestimmung des Vorhersagewertes der Karte für eine Folgestudie geplant. Es kann jedoch bereits festgestellt werden, dass *D. reticulatus* in Bayern weitere Habitate finden kann, die die gleichen ökologischen Rahmenbedingungen (der betrachteten Variablen) wie die Isaraue nördlich von München aufweisen, und daher als geeignet betrachtet werden müssen. Aufgrund des positiven Prognosewertes scheint es sinnvoll, die Frage der Verbreitung von *D. reticulatus* deutschlandweit weiter digital gestützt zu untersuchen. Als Grundlage hierfür sollte zunächst die genaue Ausbreitung von *D. reticulatus* in den bekannten deutschen Endemiegebieten bestimmt werden, um eine exakte geographische Grundlage für die digitale Geländeanalyse zu erhalten.

Insgesamt konnte in der vorliegenden Studie, wie auch in anderen GIS-basierten Arbeiten zur Verbreitung von Zecken (z.B. Estrada-Peña 2005, James et al. 2013, Medlock et al. 2008, Schwarz et al. 2009) festgestellt werden, dass GIS-Programme ein hilfreiches Werkzeug sind, um Anhaltspunkte zu erhalten, in welchen Gebieten weitere Felduntersuchungen priorisiert durchgeführt werden könnten. Es ist jedoch auch ersichtlich, dass die Anwendung von GIS-Programmen im Hinblick auf

speziesökologische Fragestellungen noch immer ein relativ neuer Ansatz ist, so dass in den nächsten Jahren weiter ermittelt werden muss, welche Variablen und welche Modelle für bestimmte Spezies brauchbar sind. Für *D. reticulatus* konnten die als Hauptfaktoren der ökologischen Nische beschriebenen Variablen der klimatischen Bedingungen, Vegetation und Wirtstiere (Estrada-Peña 2005, Estrada-Peña et al. 2006) zur Erstellung der digitalen Risikokarte effektiv verwendet werden. Für zukünftige GIS-basierte Arbeiten sollte die Variable „Gewässernähe“ weiterhin als möglicher limitierender Faktor der Verbreitung von *D. reticulatus* in Betracht gezogen werden, eventuell wäre es auch sinnvoll, die Variablen der Bodenqualität und -feuchte stärker zu gewichten. Zu bedenken ist, dass die Erstellung komplexerer Landschaftsmodelle ein großes Fachwissen im Umgang mit GIS-Programmen und digitaler Geländeanalyse erfordert, da sonst die Fehlerwahrscheinlichkeit der Prognosen zu hoch ist (Daniel et al. 2008, Niederberger 2008).

Die molekularbiologische Untersuchung von *D. reticulatus* auf *B. canis*

Die molekularbiologische Untersuchung von *D. reticulatus* ergab für das Endemiegebiet der Isarauen zwischen München und Freising eine Gebietsprävalenz von *B. canis* von 0,3%. Es ist der zweite direkte Nachweis von *B. canis* aus *D. reticulatus* in Deutschland. Für das Saarland wurde eine Gebietsprävalenz von 2,5% ermittelt (Beelitz et al. 2012). Die Unterschiede in den ermittelten Gebietsprävalenzen entsprechen der Anzahl der Fallberichte autochthoner caniner Babesiose aus den jeweiligen Gebieten (Barutzki et al. 2007). Mit Stand 2008 wurden in Deutschland jährlich 300-400 Fälle autochthoner caniner Babesiose berichtet. Der Großteil der berichteten Fälle, ca. 300, stammt aus dem Saarland. Als zweithäufigster Fokus werden die Gebiete am Oberrhein, mit ca. 50 berichteten Fällen pro Jahr, benannt. Häufiger, mit bis zu 10 Fällen pro Jahr, wurden jeweils die Regionen Berlin- Brandenburg, Filderstadt und Regionen in Nordrhein-Westfalen erwähnt. Nur ca. 10 Fälle wurden bis 2008 jährlich aus Oberbayern und den restlichen Gebieten Deutschlands berichtet (Naucke 2008). Als Ursache für die hohen Gebietsprävalenzen in den deutschen Grenzgebieten Saarland und Oberrhein wird die Nähe zu Frankreich vermutet, in dem *D. reticulatus* und *B. canis* seit langem als endemisch gelten (Pfister et al. 2009).

Weitere direkte Nachweise von *B. canis* aus *D. reticulatus* sind bisher selten. In der Schweiz (23 Exemplare; Schaarschmidt et al. 2013), Sibirien (84 Exemplare; Rar et al. 2005) und Serbien (51 Exemplare (Mihaljica et al. 2012), bzw. 53 Exemplare (Tomano- vić et al. 2013)) wurden molekularbiologische Untersuchungen von *D. reticulatus* mit

einer relativ geringen Anzahl an Zecken durchgeführt. Eine große Anzahl an *D. reticulatus* wurde in der Slowakei untersucht, *D. reticulatus* stammte in dieser Studie aus drei Sammelregionen (insgesamt 3366 Exemplare) (Kubelová et al. 2011). Alle Proben der Studien mit positivem PCR- Ergebnis wurden sequenziert. Es ergaben sich stark unterschiedliche Prävalenzen zwischen 2,3% (Slowakei) und 50,9% (Serbien). Direkt vergleichbar mit der vorliegenden Studie ist die Untersuchung aus der Schweiz, die mit der gleichen PCR-Methode durchgeführt wurde. Untersuchungen aus den anderen Ländern wurden mit anderen PCR-Methoden durchgeführt. Trotz unterschiedlicher Untersuchungsmethoden zeichnet sich ab, dass die Prävalenz von *B. canis* in *D. reticulatus* stark variieren kann. Möglicherweise sind niedrige Prävalenzen von *B. canis* in *D. reticulatus* Populationen zu beobachten, wenn die Population noch nicht lange mit dem Erreger infiziert ist, z.B. nachdem einzelne *D. reticulatus* an einem infizierten Wirt gesaugt haben. Da der Erreger transovariell weitergegeben wird und ein *D. reticulatus* Weibchen bis zu 4000 Eier legt, steigt die Prävalenz des Erregers möglicherweise generationsweise (Barutzki et al. 2007). Studien zur Transmissionsrate von *B. canis* in *D. reticulatus* Populationen liegen nach eigenem Kenntnisstand nicht vor, allerdings wurde berichtet, dass *Babesia* spp. durch ihre Zeckenwirte allgemein über 3-4 Generationen vertikal übertragen werden und in jeder Generation ca. 10-20% der Eier infiziert sind. Dadurch ist gesichert, dass die Infektion einige Jahre in der Zeckenpopulation bestehen bleibt, auch ohne Neueintrag durch infizierte Wirte (Deplazes et al. 2013). Für einige *Babesia* spp. wurden sogar höhere Transmissionsraten bis zu 64% ermittelt: *B. bovis* wurde durch *R. microplus* transovariell auf bis zu 48% der Larven übertragen (Howell et al. 2007a/b). Eine temperaturabhängige Transmissionsrate von mindestens 50% wurde für *B. bigemina*, übertragen durch *Boophilus annulatus* beschrieben (Ouhelli und Schein 1988). In Abhängigkeit vom Zeitpunkt des Saugaktes in Bezug auf die Infektionsphase in der sich der Wirt befand, oder in Abhängigkeit von der Anzahl der Kineten in den weiblich adulten Zecken, variieren die Transmissionsraten. Es ist jedoch anzunehmen, dass eine Transmission von *B. canis* in der *D. reticulatus* Population stattfindet, und damit die Prävalenz des Pathogens in der Zeckenpopulation konstant bleibt, oder sogar – je nachdem, wie hoch die Transmissionsrate ist – über die Zeit ansteigt. In diesem Fall wären hohe Prävalenzen ein Anzeichen dafür, dass Zeckenpopulationen schon länger mit einem Pathogen infiziert sind.

Die Prävalenz des *B. canis* Pathogens in *D. reticulatus* Populationen kann zudem erhöht werden, wenn reisebegleitende oder importierte Hunde nach Auslandsaufenthalt latent mit *B. canis* infiziert sind, und dann in ein (deutsches) Endemiegebiet verbracht werden

(Barutzki et al. 2007). *D. reticulatus* aus Endemiegebieten können diese Hunde infestieren, und nehmen beim Saugen das Pathogen auf. Lassen sich die Zecken nach dem Saugakt vom Wirt abfallen, kann die lokale Prävalenz des Pathogens erhöht werden. Gleiches gilt für *D. reticulatus*, die mit *B. canis* infiziert sind, und an ihrem Wirt (Hund) in ein Endemiegebiet verbracht werden, z.B. durch Hundetourismus oder -import. Möglicherweise wurden *D. reticulatus* und *B. canis* auf diesem Weg in das Endemiegebiet der Isarauen eingeschleppt. Im Umkehrschluss besteht auch die Gefahr, dass infizierte Zecken, die sich auf Hunden befinden, aus dem Endemiegebiet im Münchner Norden in neue Gebiete verschleppt werden, so dass sich weitere lokale Herde von *D. reticulatus* und möglicherweise auch autochthoner caniner Babesiose bilden können.

Fraglich ist, wie hoch das Risiko einzuschätzen ist, dass durch Hundetourismus und Hundeimport ein weiterer Eintrag von *B. canis* in deutsche *D. reticulatus* Populationen stattfindet. Exakte Daten darüber, wie viele Hunde aus dem Ausland nach Deutschland (durch Tourismus oder Import) verbracht werden, liegen nicht vor (Naucke et al. 2011). Es gibt jedoch Schätzungen, dass jährlich ca. 100.000 Hundewelpen aus dem Ausland in Deutschland verkauft werden (Verband deutscher Hundezüchter (VDH)), zudem wird in inoffiziellen Schätzungen davon gesprochen, dass jährlich bis zu 200.000 Hunde durch Tierschutzorganisationen nach Deutschland importiert werden. Alleine in einem Tierheim in Deutschland wurden in einem Zeitraum von drei Jahren 500 Hunde nur aus Ungarn vermittelt (Naucke et al. 2011). Hochgerechnet auf die Zahl von 500 Tierheimen, die in Deutschland dem deutschen Tierschutzbund angeschlossen sind (Deutscher Tierschutzbund), scheinen Größenordnungen von mehreren zehntausend Hunden, die jährlich aus dem Ausland importiert werden, durchaus realistisch. Dass diese importierten Tiere eine große Rolle in der Verbreitung der caninen Babesiose spielen, lässt sich an einer Fragebogenaktion abschätzen, die in den Jahren 2005-2006 durchgeführt wurde. Bei dieser Aktion wurde festgestellt, dass ca. 42% der importierten Hunde an Babesiose erkrankt waren (Barutzki et al 2007).

Ein weiterer Faktor, der zur Ausbreitung vektorassoziierter Erkrankungen und ihrer Vektoren beiträgt, ist der Hundetourismus, der in den letzten Jahren zunimmt (Naucke et al. 2011). Auch in diesem Fall liegen keine exakten Zahlen vor. Es wird jedoch geschätzt, dass in Deutschland ca. fünf Millionen Hunde leben (VDH). Eine Auswertung von 5240 Fragebögen ergab, dass 55,2% dieser Hunde in einem Zeitraum von 10 Jahren mindestens einmal ins Ausland mitgenommen wurden, von diesen reisten wiederum 66,7% in Mittelmeerländer oder nach Portugal, weitere häufige Reiseziele waren Öster-

reich, Schweiz, Italien, Spanien und Frankreich (Glaser und Gothe 1998b). Aus der Studie ergab sich ebenfalls ein zunehmender Trend, Hunde mit in den Urlaub zu nehmen. Dieser Trend stieg von 31,1% (1990) auf 40,8% (1994). Es ist daher sicher anzunehmen, dass auch heute noch mehrere hunderttausend Hunde jährlich mit in den Urlaub genommen werden.

Im Zusammenhang mit dem Verbringen von Hunden steigt in Deutschland die Zahl der Reisekrankheiten bei Hunden, insbesondere der vektorassozierten. So wurden seit den 1990ern Zunahmen der gemeldeten Fälle von Leishmaniose, Babesiose, Ehrlichiose und Dirofilariose verzeichnet (Beelitz und Pfister 2004, Glaser und Gothe 1998a), Röhrig et al. 2011). Auch aktuelle Untersuchungen bestätigen Prävalenzen vektorassoziierter Pathogene bei reisebegleitenden und importierten Tieren. Für reisebegleitende Hunde erbrachte ein Screening (Zeitraum 2004-2008) von 997 Proben Serumprävalenzen für *Leishmania* spp. (7,5%), *Ehrlichia canis* und *B. canis* (3,1%-4,9%) (Hamel et al. 2011). Eine retrospektive Auswertung von Labordaten des gleichen Zeitraumes ergab höhere Prävalenzwerte für *Leishmania* spp. (14,9%) und *E. canis* (5,3%) in EDTA-Blut. Zusätzlich wurden *Dirofilaria* spp. (6,4%-Knott Test) und *A. phagocytophilum*-DNA (5,0%) in EDTA-Blut nachgewiesen (Röhrig et al. 2011). Eine weitere Studie erbrachte ähnliche Resultate. Bei 4681 klinisch unauffälligen importierten oder reisebegleitenden Hunden (Zeitraum 2004-2009) – die meisten davon aus Spanien, Portugal, Ungarn, Rumänien und Italien – wurden hohe Prävalenzen von *B. canis* (24%), *Anaplasma* spp. (18%), *L. infantum* (12%) und *E. canis* (10%) festgestellt (Naucke et al. 2011).

Obwohl keine genauen Zahlen vorliegen, ist insgesamt sicher davon auszugehen, dass sowohl der Hundeimport (gewerblich oder durch Tierschutzorganisationen), als auch der Hundetourismus ein hohes Endemisierungsrisiko für vektorassozierte Pathogene im Allgemeinen, und für die canine Babesiose im Speziellen darstellen, wie es schon früher vermutet wurde (Barutzki et al. 2007, Glaser und Gothe 1998a, Liebisch und Rahman 1976). Diese Risiko kann für die einzelnen Pathogen lokal sehr hoch sein, wie eine Studie an 331 portugiesischen Hunden zeigt, die nach Deutschland importiert werden sollten: bei 58% dieser Hunde konnten serologisch mittels IFAT *B. canis* Antikörper nachgewiesen werden (Naucke et al. 2011).

Die wichtigste Maßnahme zur Kontrolle der Einschleppung und Verhinderung der Endemisierung dieser Krankheiten ist eine adäquate tierärztliche Kontrolle, um Hunde mit latentem Trägerstatus zu erkennen, bevor ein Import stattfindet. Kranke Hunde sollten vor Ausreise gründlich therapiert werden, zudem sollte standardmäßig eine Behandlung

mit antiparasitären Mitteln (mit Wirksamkeit gegen Ektoparasiten) durchgeführt werden, um das Risiko einer Verschleppung von Ektoparasiten möglichst gering zu halten. Gleiches gilt für reisebegleitende Hunde, die eine angemessene antiparasitäre Reiseprophylaxe erhalten sollten, die in einem angemessenen Zeitraum vor der Ausreise begonnen wird, und bis zur Rückkehr ins Heimatland aufrechterhalten werden sollte.

Fraglich ist, wie die Prävalenz von *B. canis* im *D. reticulatus* Herd an den Isarauen zu beurteilen ist. Augenscheinlich ist eine Prävalenz von 0,3% eher gering. Für das Saarland wurde eine höhere Prävalenz festgestellt (Beelitz et al. 2012). Im Vergleich mit den Prävalenzwerten aus anderen Studien, ist die Prävalenzrate für *D. reticulatus* aus dem Saarland jedoch auch im unteren Bereich (Kubelová et al. 2011, Mihaljica et al. 2012, Rar et al. 2005, Schaarschmidt et al. 2013). Dennoch werden jährlich bis zu 300 Fälle autochthoner caniner Babesiose aus diesem Gebiet gemeldet (Naucke 2008). Es ist daher anzunehmen, dass auch eine Prävalenz von 0,3% ein Infektionsrisiko darstellt, vor allem im Hinblick darauf, dass die Isarauen als bekanntes Naherholungsziel stark frequentiert sind. Das Areal wird vor allem von zahlreichen Hundebesitzern regelmäßig genutzt. Da das Gebiet gut überschaubar ist, werden die Hunde meist ohne Leine geführt, und laufen dadurch in der Regel nicht auf den Spazierwegen, sondern im Bereich der Grünflächen und Waldränder, an denen zahlreiche *D. reticulatus* gesammelt wurden. *D. reticulatus* kann daher in diesem Bereich leicht Hunde infestieren, was vor allem im Hinblick darauf, dass Hunde in Deutschland als ein Hauptwirt gelten, wahrscheinlich ist.

Schlussfolgerung

In dieser Studie konnte ein neues endemisches Habitat von *D. reticulatus* im Norden von München an den Isarauen nachgewiesen werden. Es handelt sich um die erste Beschreibung eines bayerischen Endemiegebietes, das in mehreren Aktivitätsperioden von *D. reticulatus* positiv evaluiert wurde. Das endemische Habitat ist eine flussbegleitende Waldlandschaft mit verändertem Auencharakter, dessen Jahresdurchschnittstemperatur unter den bisher beschriebenen Temperaturdurchschnittswerten anderer deutscher Gebiete liegt. Der Temperaturtoleranzbereich von *D. reticulatus* sollte daher für süddeutsche Vorkommen nach unten korrigiert werden. Rotwild sollte als Haupttransportvektor von *D. reticulatus* in Bayern in Betracht gezogen werden.

Die mittels GIS erstellte digitale Risikokarte zeigt 15 Waldgebiete in Bayern, deren ökologische Rahmenbedingungen denen des endemischen Fundortes der Isarauen ent-

sprechen. Für die Karte konnte ein positiver Prognosewert ermittelt werden. Eine Ausbreitung von *D. reticulatus* in diese Gebiete ist aufgrund ökologischer Rahmenbedingungen und vorhandener Transportvektoren und –strecken denkbar. Die erstellte Karte dient als Anhaltspunkt, wo zukünftige Felduntersuchungen priorisiert durchgeführt werden sollten. Eine weitere, digital gestützte Aufarbeitung der Verbreitung von *D. reticulatus* scheint vielversprechend. Die vielfach beschriebene Ausbreitung von *D. reticulatus* in den letzten Jahren, und das damit verbundene steigende Infektionsrisiko, insbesondere die Zunahme von Fällen caniner Babesiose scheinen weitere Untersuchungen zu rechtfertigen.

Für die *D. reticulatus* Population der Isarauen wurde eine *B. canis* Prävalenz von 0,3% ermittelt. Ein lokales Infektionsrisiko ist für Hunde, die sich im Münchner Raum aufhalten, gegeben. Da eine weitere Ausbreitung von *B. canis* in der *D. reticulatus* Population wahrscheinlich ist, sollten Tierärzte – vor allem im Münchner Raum – auf das Risiko autochthon auftretender caniner Babesiose aufmerksam gemacht werden. Zur Vermeidung des Zeckenbefalls sollten Hundebesitzer auf die Infektionsgefahr und die Notwendigkeit einer regelmäßigen Zeckenprophylaxe (mit einem Akarizid) – im Hinblick auf *D. reticulatus* vor allem im Frühjahr und Herbst – hingewiesen werden. Im Gebiet der Isarauen sollten Hunde nur auf Wegen geführt werden, und nicht frei im Gelände laufen.

VI. ZUSAMMENFASSUNG

In den letzten Jahren wird in Deutschland ein verstärktes Auftreten der endemisch vorkommenden Schildzecke *Dermacentor reticulatus*, und der von ihr übertragenen caninen Babesiose (in diesem Fall ausgelöst durch *Babesia canis*) festgestellt. Es ist fraglich, ob in Zukunft mit einer weiteren Ausbreitung der Zecke und des Pathogens gerechnet werden muss. Zur Klärung dieser Frage müssen weitere Informationen zur epidemiologischen Situation und der ökologischen Nische von *D. reticulatus* gewonnen werden, zudem müssen lokale Prävalenzen von *B. canis* in *D. reticulatus* ermittelt werden. Zur Aufarbeitung speziesökologischer Fragestellungen werden in den letzten Jahren zunehmend geographische Informationssysteme (GIS) eingesetzt.

In der vorliegenden Arbeit wurden *D. reticulatus* Habitate in Bayern gesucht, und mittels analog und digital gewonnener Daten charakterisiert, um einen Beitrag zur Klärung der epidemiologischen Situation zu leisten und weitere Rückschlüsse auf die ökologische Nische von *D. reticulatus* zu ziehen. Es wurde getestet, ob anhand der Ergebnisse der digitalen Geländeanalyse eine plausible digitale Risikokarte für *D. reticulatus* in Bayern erstellt werden kann. Gesammelte *D. reticulatus* wurden molekularbiologisch auf *B. canis* untersucht.

Die Zeckensammlung wurde an 61 Standorten mittels Fahnen-Flaggen-Methode, während der zweiphasigen Aktivitätsperiode von *D. reticulatus*, in den Sammeljahren 2010 bis 2013 durchgeführt, zudem wurden Tierärzte, Tierbesitzer und Jäger gebeten, Funde von *Dermacentor* spp. mitzuteilen, bzw. Zecken einzusenden. An den beprobten Standorten wurden klimatische Daten gemessen, sowie Daten zu Ökosystem und Vegetation erfasst. Die Auswertung digitaler Daten und die Erstellung der Risikokarte erfolgte mittels GIS-Programm von ArcMap. Der molekularbiologische Nachweis von *B. canis* erfolgte mittels konventioneller PCR mit dem Zielgen *18S rRNA*. Positive PCR-Proben wurden sequenziert.

Insgesamt wurden 4085 Zecken gesammelt, darunter 3746 (91,7%) *I. ricinus* (2095 Adulte, 482 Larven, und 1169 Nymphen) und 339 (8,3%) *D. reticulatus* (alle adult, 214 weiblich, 125 männlich). Eingesandt wurden fünf vom Hund abgesammelte adulte *D. reticulatus*. Der Nachweis von *D. reticulatus* erfolgte in drei Habitaten: In zwei Waldgebieten (östlich von Regensburg und nordöstlich von München) und an den Isarauen zwischen München und Freising. Beim Habitat der Isarauen handelt es sich um den ers-

ten Nachweis eines endemischen Habitates in Bayern, in dem in mehreren Aktivitätsperioden *D. reticulatus* von der Vegetation abgesammelt wurden. Die positiv beprobten Standorte gehören unterschiedlichen Ökosystemen an, zeichnen sich jedoch alle durch das Vorkommen von Mischwäldern mit typischen Pflanzengesellschaften und einer Vielzahl kleiner Gewässer im Gebiet aus.

Das endemische Gebiet ist ein flussbegleitendes, naturnahes, aber anthropogen beeinflusstes Areal mit verändertem Auencharakter (Isarauen). Die Böden der positiv beprobten Standorte zeichnen sich durch meist hohe Bodenfeuchten aus. Im endemischen Fundgebiet finden sich vorwiegend Ton- und Gleyböden mit hohem Wasserhaltevermögen. Die Verfügbarkeit von potentiellen Wildtierwirten ist hoch. Die Grenzen des endemischen *D. reticulatus* Habitates fallen mit den Ausbreitungsgrenzen eines Rotwildhabitates zusammen. Aus der Analyse der digitalen Klimadaten ergab sich für das endemische Gebiet eine Jahresdurchschnittstemperatur von 8,5°C. Dieser Wert liegt unter der jährlichen Durchschnittstemperatur von 9°C, die bisher als untere Temperaturgrenze für *D. reticulatus* in Deutschland angenommen wurde. Durch die Daten der digitalen Geländeanalyse konnte eine Risikokarte erstellt werden, die 15 Waldgebiete in Bayern aufzeigt, deren Umweltvariablen eine ähnliche Korrelation wie das endemische Habitat aufweisen. Sechs dieser Gebiete waren im Rahmen der Feldstudie evaluiert worden, in zwei Gebieten wurde *D. reticulatus* nachgewiesen. Es ist daher ein positiver Prognosewert für die Karte anzunehmen. Die molekularbiologische Untersuchung ergab *B. canis* in *D. reticulatus* aus dem Sammelgebiet der Isarauen. Die Gesamtprävalenz lag bei 0,3%.

In dieser Arbeit konnte bestätigt werden, dass *D. reticulatus* in Bayern endemisch ist. Die klimatische Toleranz der Art ist größer, als bisher angenommen. Eine weitere Ausbreitung von *D. reticulatus* in Bayern ist denkbar, da die Art geeignete Areale vorfinden kann. Der Rothirsch sollte dabei als einer der Haupttransportvektoren in Betracht gezogen werden. Die erstellte digitale Risikokarte lieferte gute Anhaltspunkte, in welchen Gebieten zukünftige Felduntersuchungen priorisiert durchgeführt werden sollten. Eine weitere, digital gestützte Aufarbeitung der Verbreitung von *D. reticulatus* scheint vielversprechend. Die Prävalenz von *B. canis* in *D. reticulatus* im Raum München ist im Vergleich mit anderen direkten Nachweisen des Pathogens niedrig. Es besteht jedoch die Möglichkeit, dass sich die lokale Prävalenz in den nächsten Jahren erhöht. Tierärzte sollten auf das Risiko autochthoner caniner Babesiose aufmerksam gemacht werden.

VII. SUMMARY

During the last years, a spreading of the endemic hard tick species *Dermacentor reticulatus* and the transmitted canine babesiosis (respectively through the causative agent *Babesia canis*) was reported for Germany. To answer the question of the probability of further spreading, more detailed information on the epidemiological situation, the ecological niche of the tick and studies on the local prevalence of *B. canis* in *D. reticulatus* are required. During the last years, the use of geographical information systems (GIS) became common to process questions of species ecology.

In the presented study, Bavarian habitats of *D. reticulatus* were searched for and characterized by analog and digital data sources, in order to gain further information on the tick's epidemiological situation and also on its ecological niche. The possibility to create a reasonable digital risk map was evaluated. This map was meant to describe a potential distribution of *D. reticulatus* in Bavaria, by using the results of the digital spatial analysis. Collected *D. reticulatus* were screened for *B. canis* by molecular biological methods.

The tick collection was carried out at 61 sampling sites during the biphasic activity period of *D. reticulatus* in the sampling years 2010 to 2013. Ticks were collected by the flagging method. Additionally, Bavarian veterinarians, pet owners and hunters were asked to report findings of *D. reticulatus* or to send in collected ticks. At all sampling sites climate data and information on ecosystem and vegetation were recorded. Digital spatial analysis and creation of the digital risk map were conducted with ArcMap GIS-tool. A conventional PCR targeting the *18S rRNA* gene was carried out to detect *B. canis*. Positive PCR-products were sequenced.

A total of 4085 ticks were collected: 3746 (91.7%) *I. ricinus* (2095 adult, 482 larva, und 1169 nymphs) and 339 (8.3%) *D. reticulatus* (all adult; 214 female, 125 male). Another five adult *D. reticulatus* (collected from dogs) were sent in. Three habitats were positively evaluated for *D. reticulatus*: two forest areas (in the east of Regensburg and in the north-east of Munich) and the Isar floodplains between Munich and Freising. The site at the Isar floodplains is the first evidence of an endemic habitat in Bavaria in which *D. reticulatus* could be collected from the vegetation during several activity periods.

The ecosystems of the positively evaluated sites differ, but they are all characterized by the presence of mixed forests – consisting of typical plant type associations – and a

large amount of small surface waters. The endemic site is a river-related mixed forest, a floodplain site, showing signs of anthropogenic influence. The soil of the positively evaluated sites shows areas with extreme humid character. In the endemic area, soil consists mainly of clay and gley with a high water retention capacity. Availability of potential game animal hosts is high in all habitats. A population of red deer, which occurs seldom in Bavaria, inhabits the endemic *D. reticulatus* habitat. The digital spatial analysis revealed mean yearly temperatures of 8.5°C for the endemic habitat. This value is lower than the formerly presumed minimum yearly mean temperature of 9.0°C for *D. reticulatus* in Germany. A digital risk map could be created by using the results of the digital spatial analysis. The created risk map shows 15 forest sites all over Bavaria, which provide a similar combination of environmental variables than the endemic site. Six of these forest areas were evaluated during the field survey, revealing *D. reticulatus* in two areas. Therefore a positive prognostic value should be assumed for the created risk map. The overall presence of *B. canis* in the collected *D. reticulatus* was 0.3%. *B. canis* was only detected in ticks from the endemic site in Munich.

This study showed that *D. reticulatus* is endemic in Bavaria. The climatic tolerance of *D. reticulatus* is wider than formerly assumed. A further spreading of the tick in Bavaria is likely due to the fact that further suitable habitats in Bavaria occur. Red deer should be considered as main transportation vector. The results of the risk map give a reasonable indication in which areas further field survey should be carried out with priority. A further digital based processing of the distribution of *D. reticulatus* is likely to produce valuable results. The prevalence of *B. canis* in the area of Munich is low compared to the results of previous studies. Moreover an increase of the prevalence during the next years should be considered. Veterinarians' attention should be drawn to the risk of autochthonous canine babesiosis infections.

VIII. LITERATURVERZEICHNIS

Adaszek L, Górna M, Klimiuk P, Kalinowski M, Winiarczyk S. 2012. A presumptive case of cerebral babesiosis in a dog in Poland caused by a virulent *Babesia canis* strain. *Tierärztl Prax (K)*, 40:367-371.

Aeschlimann A. 1972. *Ixodes ricinus*, Linné, 1758 (Ixodoidea: Ixodidae). Essai préliminaire de synthèse sur la biologie de cette espèce en Suisse. *Acta Trop*, 29:321-340.

Alberdi MP, Nijhof AM, Jongejan F, Bell-Sakyi L. 2012. Tick cell culture isolation and growth of *Rickettsia raoultii* from Dutch *Dermacentor reticulatus* ticks. *Ticks Tick Borne Dis*, 3:349-354.

Arthur DR. 1960. Ticks. A monograph of the Ixodoidea. Part V. On the genera *Dermacentor*, *Anocentor*, *Cosmiomma*, *Boophilus* and *Margaropus*. Cambridge: Univ. press.

Barutzki D, Reule M, Scheunemann R, Heile C, Schein E. 2007. Die Babesiose des Hundes. Eine autochthone Erkrankung in Deutschland. *Dtsch Tierärztebl*, 55:284-293.

Bauch R, Danner G. 1988. Funde von *Dermacentor reticulatus* (Ixodida, Ixodidae) in den DDR-Bezirken Leipzig und Halle. *Angew Parasitol*, 29:250-254.

Beelitz P, Schumacher S, Marholdt F, Pfister K, Silaghi C. 2012. Untersuchungen zur Prävalenz von *Babesia canis canis* in Auwaldzecken (*Dermacentor reticulatus*) im Saarland. *Berl Münch Tierärztl Wochenschr*, 125:168-171.

Beelitz P, Pfister K. Diagnostik und Therapie von Reisekrankheiten beim Hund. 2004. *Tierärztl Prax (K)*, 32:158-185.

Berzina I, Capligina V, Baumanis V, Ranka R, Cirule D, Matise I. 2013. Autochthonous canine babesiosis caused by *Babesia canis canis* in Latvia. *Vet Parasitol*, 196:515-518.

Beugnet F, Chalvet-Monfray K, Loukos H. 2009. FleaTickRisk: a meteorological model developed to monitor and predict the activity and density of three tick species and the cat flea in Europe. *Geospat Health*, 4:97-113.

Biaduń W. 2011. New Habitats of *Dermacentor reticulatus* (Fabricius, 1794) in the Lublin Region. *Pol J Environ Stud*, 20:263-266.

Birkenheuer AJ, Neel J, Ruslander D, Levy MG, Breitschwerdt EB. 2004. Detection and molecular characterization of a novel large *Babesia* species in a dog. *Vet Parasitol*,

124:151-160.

Birkenheuer AJ, Correa MT, Levy MG, Breitschwerdt EB. 2005. Geographic distribution of babesiosis among dogs in the United States and association with dog bites: 150 cases (2000-2003). *J Am Vet Med Assoc*, 227:942-947.

Birkenheuer AJ. 2012. Babesiosis. In: Greene CE, Hrsg. *Infectious diseases of the dog and cat*. Vierte Aufl. St. Louis, Missouri: Elsevier Saunders Verlag.

Bonnet S, de la Fuente J, Nicollet P, Liu X, Madani N, Blanchard B, Maingourd C, Alongi A, Torina A, Fernández de Mera IG, Vicente J, George JC, Vayssier-Taussat M, Joncour G. 2013. Prevalence of tick-borne pathogens in adult *Dermacentor* spp. ticks from nine collection sites in France. *Vector Borne Zoonotic Dis*, 13:226-236.

Boozer A, Macintire DK. 2003. Canine babesiosis. *Vet Clin North Am Small Anim Pract*, 33:885-904.

Brunotte E, Dister E, Günther-Diringer D, Koenzen U, Mehl D. 2010. NaBiV Heft 87: Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Erste Aufl. Münster: Landwirtschaftsverlag.

Buczek A, Bartosik KA, Wiśniowski Ł, Tomaszewicz K. 2013. Changes in population abundance of adult *Dermacentor reticulatus* (Acari: Amblyommidae) in long-term investigations in eastern Poland. *Ann Agric Environ Med*, 20:269-272.

Bullová E, Lukán M, Stanko M, Petko B. 2009. Spatial distribution of *Dermacentor reticulatus* tick in Slovakia in the beginning of the 21st century. *Vet Parasitol*, 165:357-360.

Caeiro V. General review of tick species present in Portugal. 1999. *Parassitologia*, 41:11-15.

Camacho AT, Pallas E, Gestal JJ, Guitián FJ, Olmeda AS, Goethert HK, Telford SR. 2001. Infection of dogs in north-west Spain with a *Babesia microti*-like agent. *Vet Rec*, 149:552-555.

Casati S, Sager H, Gern, L, Piffaretti J C. 2006. Presence of potentially pathogenic *Babesia* sp. for human in *Ixodes ricinus* in Switzerland. *Ann Agric Environ Med*, 13: 65-70.

Cerný V. The tick fauna of Czechoslovakia. 1972. *Folia Parasitol (Praha)*, 19:87-92.

- Cochez C, Lempereur L, Madder M, Claerebout E, Simons L, De Wilde N, Linden A, Saegerman C, Heyman P, Losson B. 2012. Foci report on indigenous *Dermacentor reticulatus* populations in Belgium and a preliminary study of associated babesiosis pathogens. *Med Vet Entomol*, 26:355-358.
- Cornely M, Schultz U. 1992. Zur Zeckenfauna Ostdeutschlands. *Angew Parasitol*, 33:173-183.
- Daniel M, Danielová V, Kríz B, Jirsa A, Nozicka J. 2003. Shift of the tick *Ixodes ricinus* and tick-borne encephalitis to higher altitudes in central Europe. *Eur J Clin Microbiol Infect Dis*, 22:327-328.
- Daniel M, Kolár J, Zeman P. 2008. Analysing and predicting the occurrence of ticks and tick-borne diseases using GIS. In: Nuttall PA, Bowman AS, Hrsg. Ticks – biology, disease and control. Cambridge: University press.
- Daugochies A. 2001. Import von Parasiten durch Tourismus und Tierhandel. *Dtsch Tierärztl Wochenschr*, 108:348-352.
- Dautel H, Dippel C, Oehme R, Hartelt K, Schettler E. 2006. Evidence for an increased geographical distribution of *Dermacentor reticulatus* in Germany and detection of *Rickettsia* sp. RpA4. *Int J Med Microbiol*, 296:149-156.
- De Carvalho IL, Santos N, Soares T, Zé-Zé L, Nuncio MS. 2011. *Francisella*-like endosymbiont in *Dermacentor reticulatus* collected in Portugal. *Vector Borne Zoonotic Dis*, 11:185-188.
- De la Fuente J, Estrada-Peña A, Venzal JM, Kocan KM, Sonenshine DE. 2008. Overview: Ticks as vectors of pathogens that cause disease in humans and animals. *Front Biosci*, 13:6938-6946.
- Deplazes P, Eckert J, Samson-Himmelstjerna vG, Zahner H. 2013. Lehrbuch der Parasitologie für die Tiermedizin. Dritte Auflage. Stuttgart: Enke Verlag.
- Dixit P, Dixit AK, Varshney JP. 2010. Evidence of new pathogenic *Theileria* species in dogs. *J Parasit Dis*, 34:29-32.
- Dobson ADM, Taylor JL, Randolph SE. 2011. Tick (*Ixodes ricinus*) abundance and seasonality at recreational sites in the UK: hazards in relation to fine-scale habitat types revealed by complementary sampling methods. *Ticks Tick Borne Dis*, 2:67-74.
- Dobec M, Golubic D, Punda-Polic V, Kaeppli F, Sievers M. 2009. *Rickettsia helvetica*

in *Dermacentor reticulatus* ticks. *Emerg Infect Dis*, 15:98-100.

Domínguez-Peñafiel G, Giménez-Pardo C, Gegúndez M, Lledó L. 2011. Prevalence of ectoparasitic arthropods on wild animals and cattle in the Las Merindades area (Burgos, Spain). *Parasite*, 18:251-260.

Eckert J, Friedhoff KT, Zahner H, Deplazes P. 2008. *Lehrbuch der Parasitologie für die Tiermedizin*. Zweite Auflage. Stuttgart: Enke Verlag.

Ellenberg H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Fünfte Auflage. Stuttgart: Ulmer UTB-Verlag.

Enigk K. 1944. The occurrence of canine piroplasmiasis in the occupied eastern areas. *Dtsch Tropenmed Z*, 48:88-93.

Enigk K. 1958. Zum Vorkommen der Zecke *Dermacentor pictus* (Herm 1804) in Deutschland. *Z Parasitenkd*, 16:419-422.

Estrada-Peña A, Jongejan F. 1999. Ticks feeding on humans: a review of records on human-biting Ixodoidea with special reference to pathogen transmission. *Exp Appl Acarol*, 23:685-715.

Estrada-Peña A, Quílez J, Sánchez Acedo C. 2004. Species composition, distribution, and ecological preferences of the ticks of grazing sheep in north-central Spain. *Med Vet Entomol*, 18:123-133.

Estrada-Peña A. 2005. Effects of Habitat Suitability and Landscape Patterns on Tick (Acarina) Metapopulation Processes. *Landsc Ecol*, 20:529-541.

Estrada-Peña A, Quílez J, del Cacho E, Sánchez Acedo C. 2006. A framework to map abundance of tick metapopulations. *Ecol Model*, 193:663-674.

Estrada-Peña A, Farkas R, Jaenson TG, Koenen F, Madder M, Pascucci I, Salman M, Tarrés-Call J, Jongejan F. 2013. Association of environmental traits with the geographic ranges of ticks (Acari: Ixodidae) of medical and veterinary importance in the western Palearctic. A digital data set. *Exp Appl Acarol*, 59:351-366.

Ewald J. 2009. Neophyten in Bayerns Wäldern. In: Schmid O, Hrsg. *LWF Waldforschung aktuell*. Magazin der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und Mitgliederzeitschrift des Zentrums Wald-Forst-Holz Weihenstephan. 15. Jahrgang. Freising: Lerchl-Druck.

- Földvári G, Hell E, Farkas R. 2005. *Babesia canis canis* in dogs from Hungary: detection by PCR and sequencing. *Vet Parasitol*, 127:221-226.
- Földvári G, Farkas R. 2005. Ixodid tick species attaching to dogs in Hungary. *Vet Parasitol*, 129:125-131.
- Fukumoto S, Xuan X, Shigeno S, Kimbita E, Igarashi I, Nagasawa H, Fujisaki K, Mikami T. 2001. Development of a polymerase chain reaction method for diagnosing *Babesia gibsoni* infection in dogs. *J Vet Med Sci*, 63:977-981.
- Gagarina AV, Netsky GI. 1955. Data on distribution and vectors of hemorrhagic fever in western Siberia. *Prirod. Ochag. Bolezn. Chevolek. Krayev. Epidemiol.* (State Publishing House of Medical Literature). *Medgiz*: 220-224 [Reprint].
- Gherman CM, Mihalca AD, Dumitrache MO, Györke A, Oroian I, Sandor M, Cozma V. 2012. CO₂ flagging - an improved method for the collection of questing ticks. *Parasit Vectors*, 5:125.
- Gilot B, Robin Y, Pautou G, Moncada E, Vigny F. 1974. Écologie et rôle pathogène de *Dermacentor reticulatus* (Fabricius, 1794) (Ixodoidea) dans le sud-est de la France. *Acarologia*, 16:220-249.
- Glaser B, Gothe R. 1998a. Importierte arthropodenübertragene Parasiten und parasitische Arthropoden beim Hund. Erregerspektrum und epidemiologische Analyse der 1995/1996 diagnostizierten Fälle. *Tierärztl Prax (K)*, 26:40-46.
- Glaser B, Gothe R. 1998b. Hundetourismus und -import: eine Umfrage in Deutschland zu Ausmaß sowie Spektrum und Präferenz der Aufenthalts- bzw. Herkunftsländer. *Tierärztl Prax (K)*, 26:197-202.
- Gloor S, Bontadina F, Hegglin D. 2006. Stadtfüchse – Ein Wildtier erobert den Siedlungsraum. Bern: Haupt-Verlag.
- Gothe R, Wegerdt S. 1991. Die Babesiosen des Hundes in Deutschland: epidemiologische Fallanalysen. *Tierärztl Prax*, 19:170-173.
- Gray JS. 1985. A carbon dioxide trap for prolonged sampling of *Ixodes ricinus* L. populations. *Exp Appl Acarol*, 1:35-44.
- Gray JS. 1991. The development and seasonal activity of the tick *Ixodes ricinus*: a vector of Lyme borreliosis. *Rev Med Vet Entomol*, 79:323-333.

- Grzeszczuk A, Karbowski G, Ziarko S, Kovalchuk O. 2006. The root-vole *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776): a new potential reservoir of *Anaplasma phagocytophilum*. *Vector Borne Zoonotic Dis*, 6:240-243.
- Gutián FJ, Camacho AT, Telford SR III. 2003. Case-control study of canine infection by a newly recognised *Babesia microti*-like piroplasm. *Prev Vet Med*, 61:137-145.
- Gurycová D, Kocianová E, Výrosteková V, Reháček J. 1995. Prevalence of ticks infected with *Francisella tularensis* in natural foci of tularemia in western Slovakia. *Eur J Epidemiol*, 11:469-474.
- Hamel D, Röhrig E, Pfister K. 2011. Canine vector-borne disease in travelled dogs in Germany-a retrospective evaluation of laboratory data from the years 2004-2008. *Vet Parasitol*, 181:31-36.
- Hamel D, Silaghi C, Lescai D, Pfister K. 2012. Epidemiological aspects on vector-borne infections in stray and pet dogs from Romania and Hungary with focus on *Babesia* spp. *Parasitol Res*, 110:1537-1545.
- Hamel D, Silaghi C, Zapadynska S, Kudrin A, Pfister K. 2013. Vector-borne pathogens in ticks and EDTA-blood samples collected from client-owned dogs, Kiev, Ukraine. *Ticks Tick Borne Dis*, 4:152-155.
- Hartelt K, Rieker T, Oehme R M, Brockmann S O, Müller W, Dorn N. 2007. First evidence of *Babesia gibsoni* (Asian genotype) in dogs in Western Europe. *Vector Borne Zoonotic Dis*, 7:163-166.
- Haug A. 2003. Wildlife-Management und Forstwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung der Randbedingungen und Möglichkeiten einer Optimierung jagdwirtschaftlicher Aspekte für Waldeigentümer [Dissertation]. Universität Trier.
- Heile C, Heydorn AO, Schein E. 2006. *Dermacentor reticulatus* (Fabricius, 1794) – Verbreitung, Biologie und Vektor von *Babesia canis* in Deutschland. *Berl Münch Tierärztl Wochenschr* 119:330-334.
- Hillyard PD. 1996. Ticks of North-West Europe. London: Field Studies Council in association with the Natural History Museum.
- Hohorst W. 1943. Die Zecke *Dermacentor marginatus* Sulzer 1776, ihre Verbreitung, Lebensweise und Medizinische Bedeutung. *Z Parasitenkd*, 13:118-146.
- Homer MJ, Aguilar-Delfin I, Telford III SR, Krause PJ, Persing DH. 2000. Babesiosis.

Clin Microbiol Rev, 13:451-469.

Hornok S, Elek V, de la Fuente J, Naranjo V, Farkas R, Majoros G, Földvári G. 2007. First serological and molecular evidence on the endemicity of *Anaplasma ovis* and *A. marginale* in Hungary. Vet Microbiol, 122:316-322.

Hornok S, Farkas R. 2009. Influence of biotope on the distribution and peak activity of questing ixodid ticks in Hungary. Med Vet Entomol, 23:41-46.

Hornok S, Horváth G, Jongejan F, Farkas R. 2012. Ixodid ticks on ruminants, with on-host initiated moulting (apolysis) of *Ixodes*, *Haemaphysalis* and *Dermacentor* larvae. Vet Parasitol, 187:350-353.

Hornok S, Fuente J, Horváth G, Fernández de Mera IG, Wijnveld M, Tánčzos B, Farkas R, Jongejan F. 2013. Molecular evidence of *Ehrlichia canis* and *Rickettsia massillae* in ixodid ticks of carnivores from South Hungary. Acta Vet Hung, 61:42-50.

Horst H, Liebisch A, Hrsg. 2003. Zeckenborreliose. Lyme- Krankheit bei Mensch und Tier. Vierte Auflage. Balingen: Spitta Verlag.

Howell JM, Ueti MW, Palmer GH, Scoles GA, Knowles DP. 2007a. Transovarial transmission efficiency of *Babesia bovis* tick stages acquired by *Rhipicephalus (Boophilus) microplus* during acute infection. J Clin Microbiol, 45:426-431.

Howell JM, Ueti MW, Palmer GH, Scoles GA, Knowles DP. 2007b. Persistently infected calves as reservoirs for acquisition and transovarial transmission of *Babesia bovis* by *Rhipicephalus (Boophilus) microplus*. J Clin Microbiol, 45:3155-3159.

Hubálek Z, Treml F, Halouzka J, Juricová Z, Hunady M, Janík V. 1996. Frequent isolation of *Francisella tularensis* from *Dermacentor reticulatus* ticks in an enzootic focus of tularaemia. Med Vet Entomol, 10:241-246.

Hubálek Z, Sixl W, Halouzka J, Mikulásková M. 1997. Prevalence of *Francisella tularensis* in *Dermacentor reticulatus* ticks collected in adjacent areas of the Czech and Austrian Republics. Cent Eur J Public Health, 5:199-201.

Hubálek Z, Halouzka J, Juricová Z. 2003. Host-seeking activity of ixodid ticks in relation to weather variables. J Vector Ecol, 28:159-165.

Imm E, Müller P, Reddemann J, Sant van der D, Schungel P. 2009. Wildtiermonitoring Bayern. Band 1. Landesjagdverband Bayern e.V.

- Immler R, Aeschlimann A, Büttiker W, Diehl P A, Eichenberger G, Weiss N. 1970. Über das Vorkommen von *Dermacentor*-Zecken (Ixodidea) in der Schweiz. Bull Soc Entomol Suisse, 43:99-110.
- Immler R. 1973. Untersuchungen zur Biologie und Ökologie der Zecke *Dermacentor reticulatus* (Fabricius, 1794) (Ixodidae) in einem endemischen Vorkommensgebiet. Mitt Schweiz entomol Ges, 46:1-70.
- Ionita M, Mitrea IL, Pfister K, Hamel D, Buzatu CM, Silaghi C. 2012. Canine babesiosis in Romania due to *Babesia canis* and *Babesia vogeli*: a molecular approach. Parasitol Res, 110:1659-1664.
- Iori A, Gabrielli S, Calderini P, Moretti A, Pietrobelli M, Tampieri MP, Galuppi R, Cancrini G. 2010. Tick reservoirs for piroplasms in central and northern Italy. Vet Parasitol, 170:291-296.
- Irwin PJ, Hutchinson GW. 1991. Clinical and pathological findings of *Babesia* infection in dogs. Aust Vet J, 68:204-209.
- Irwin PJ. 2009. Canine babesiosis: from molecular taxonomy to control. Parasit Vectors, 2:S4.
- Izdebska JN. 2001. The occurrence of parasitic arthropods in two groups of European bison in the Białowieża primeval forest. Wiad Parazytol, 47:801-804.
- James MC, Bowman AS, Forbes KJ, Lewis F, McLeod JE, Gilbert L. 2013. Environmental determinants of *Ixodes ricinus* ticks and the incidence of *Borrelia burgdorferi* sensu lato, the agent of Lyme borreliosis, in Scotland. Parasitology, 140:237-246.
- Jameson LJ, Medlock JM. 2011. Tick surveillance in Great Britain. Vector Borne Zoonotic Dis, 11:403-412.
- Jefferies R, Ryan UM, Irwin PJ. 2007a. PCR-RFLP for the detection and differentiation of the canine piroplasm species and its use with filter paper-based technologies. Vet Parasitol, 144:20-27.
- Jefferies R, Ryan UM, Jardine J, Broughton DK, Robertson ID, Irwin PJ. 2007b. Blood, Bull Terriers and Babesiosis: further evidence for direct transmission of *Babesia gibsoni* in dogs. Aust Vet J, 85:459-463.
- Jemeršić L, Deždek D, Brnić D, Prpić J, Janicki Z, Keros T, Roić B, Slavica A, Terzić S, Konjević D, Beck R. 2014. Detection and genetic characterization of tick-borne en-

cephalitis virus (TBEV) derived from ticks removed from red foxes (*Vulpes vulpes*) and isolated from spleen samples of red deer (*Cervus elaphus*) in Croatia. Ticks Tick Borne Dis, 5:7-13.

Jongejan F, Uilenberg G. 2004. The Global Importance of Ticks. Parasitology, 129:S3-S14.

Kahl O, Janetzki C, Gray JS, Stein J, Bauch RJ. 1992. Tick infection rates with *Borrelia: Ixodes ricinus* versus *Haemaphysalis concinna* and *Dermacentor reticulatus* in two locations in eastern Germany. Med Vet Entomol, 6:363-366.

Karbowiak G, Kiewra D. 2010. New locations of *Dermacentor reticulatus* ticks in Western Poland: the first evidence of the merge in *D. reticulatus* occurrence areas? Wiad Parazytol, 56:333-336.

Kiewra D, Czulowska A. 2013. Evidence for an increased distribution range of *Dermacentor reticulatus* in south-west Poland. Exp Appl Acarol, 59:501-506.

Kjemtrup AM, Wainwright K, Miller M, Penzhorn BL, Carreno RA. 2006. *Babesia conradae*, sp. Nov., a small canine Babesia identified in California. Vet Parasitol, 138:103-111.

Kocan AA, Kjemtrup A, Meinkoth J, Whitworth LC, Murphy GL, Decker L, Lorenz M. 2001. A genotypically unique *Babesia gibsoni*-like parasite recovered from a dog in Oklahoma. J Parasitol, 87:437-438.

Korenberg EI. 2000. Seasonal Population Dynamics of *Ixodes* Ticks and Tick-Borne Encephalitis Virus. Exp Appl Acarol, 24:665-681.

Kraft W, Hirschberger J. 2000. Kleintierkrankheiten Band 1 – Innere Medizin. Dritte Auflage. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co.

Kreizinger Z, Hornok S, Dán A, Hresko S, Makrai L, Magyar T, Bhide M, Erdélyi K, Hofmann-Lehmann R, Gyuranecz M. 2013. Prevalence of *Francisella tularensis* and *Francisella*-like endosymbionts in the tick population of Hungary and the genetic variability of *Francisella*-like agents. Vector Borne Zoonotic Dis, 13:160-163.

Krčmar S. 2012. Hard ticks (Acari, Ixodidae) of Croatia. Zookeys, 234:19-57.

Krücken J, Schreiber C, Maaz D, Kohn M, Demeler J, Beck S, Schein E, Olias P, Richter D, Matuschka FR, Pachnicke S, Krieger K, Kohn B, Samson-Himmelstjerna vG. 2013. A novel high-resolution melt PCR assay discriminates *Anaplasma phagocytophilum*

- lum* and "*Candidatus Neoehrlichia mikurensis*". J Clin Microbiol, 51:1958-1961.
- Kubelová M, Tkadlec E, Bednář M, Roubalová E, Siroký P. 2011. West-to-east differences of *Babesia canis canis* prevalence in *Dermacentor reticulatus* ticks in Slovakia. Vet Parasitol, 180:191-196.
- Kulik IL, Vinokurova NS. 1983. Distribution range of the meadow tick *Dermacentor pictus* (Ixodidae) in the USSR. Parazitologiya, 17:207-213.
- Lehtinen LE, Birkenheuer AJ, Droleskey RE, Holman PJ. 2008. In vitro cultivation of a newly recognized *Babesia* sp. in dogs in North Carolina. Vet Parasitol, 151:150-157.
- Liebisch A, Rahman MS. 1976. Zum Vorkommen und zur vektoriellen Bedeutung der Zecken *Dermacentor marginatus* (Sulzer, 1776) und *Dermacentor reticulatus* (Fabricius, 1794) in Deutschland. Tropenmed Parasitol, 27:393-404.
- Lucius R, Loos-Frank B. 2008. Biologie von Parasiten. Zweite Auflage. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- MacLeod J. 1935. *Ixodes ricinus* in Relation to its Physical Environment. Parasitology, 27:123-144.
- Martinod S, Brossard M, Moreau Y. 1985. Immunity of dogs against *Babesia canis*, its vector tick *Dermacentor reticulatus*, and *Ixodes ricinus* in endemic area. J Parasitol, 71:269-273.
- Martinod S, Gilot B. 1991. Epidemiology of canine babesiosis in relation to the activity of *Dermacentor reticulatus* in southern Jura (France). Exp Appl Acarol, 11:215-222.
- Matjila TP, Nijhof AM, Taoufik A, Houwers D, Teske E, Penzhorn BL, de Lange T, Jongejan F. 2005. Autochthonous canine babesiosis in The Netherlands. Vet Parasitol, 131:23-29.
- Matsumoto K, Grzeszczuk A, Brouqui P, Raoult D. 2009. *Rickettsia raoultii* and *Anaplasma phagocytophilum* in *Dermacentor reticulatus* ticks collected from Bialowieza Primeval Forest European bison (*Bison bonasus bonasus*), Poland. Clin Microbiol Infect, 15:286-287.
- Medlock JM, Pietzsch ME, Rice NV, Jones L, Kerrod E, Avenell D, Los S, Ratcliffe N, Leach S, Butt T. 2008. Investigation of ecological and environmental determinants for the presence of questing *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) on Gower, South Wales. J Med Entomol, 45:314-325.

- Medlock JM, Shuttleworth H, Copley V, Hansford KM, Leach S. 2012. Woodland biodiversity management as a tool for reducing human exposure to *Ixodes ricinus* ticks: a preliminary study in an english woodland. *J Vector Ecol*, 37:307-315.
- Menn B. 2006. Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie von *Dermacentor* spec. (Ixodidae, Acari) in Deutschland [Diplomarbeit]. Bonn: Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität.
- Meyer-Kayser E, Hoffmann L, Silaghi C, Pfister K, Mahling M, Passos LM. 2012. Dynamics of tick infestations in foxes in Thuringia, Germany. *Ticks Tick Borne Dis*, 3:232-239.
- Michelet L, Bonnet S, Madani N, Moutailler S. 2013. Discriminating *Francisella tularensis* and *Francisella*-like endosymbionts in *Dermacentor reticulatus* ticks: evaluation of current molecular techniques. *Vet Microbiol*, 163:399-403.
- Mihalca AD, Dumitrache MO, Magdaş C, Gherman CM, Domşa C, Mircean V, Ghira IV, Pocora V, Ionescu DT, Sikó Barabási S, Cozma V, Sándor AD. 2012. Synopsis of the hard ticks (Acari: Ixodidae) of Romania with update on host associations and geographical distribution. *Exp Appl Acarol*, 58:183-206.
- Mihaljica D, Radulović Ž, Tomanović S, Čakić S, Penezić A, Milutinović M. 2012. Molecular detection of *Babesia* spp. in ticks in northern Serbia. *Arch Biol Sci*, 64:1591-1598.
- Milutinovic M, Radulovic Z. 2002. Ecological notes on Ticks (Acari: Ixodidae) in Serbia (central regions). *Acta Vet (Beogr)*, 52:49-58.
- Nagel G, Schönauer S. 2002. Ökologischer Hochwasserschutz – Raum für naturnahe Gewässer, Auen und Feuchtgebiete – Schutz für die Menschen. BUNDhintergrund. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V.
- Naucke TJ. 2008. Babesiose/Piroplasmose – ein Update. *Veterinärspiegel*, 1:14-18.
- Naucke TJ, Lorentz S, Menn B, Mencke N. 2011. Prävalenz von durch Ektoparasiten übertragenen Infektionskrankheiten (CVBDs) bei Import- und Reise-begleitenden Hunden in Deutschland und Prävention von CVBDs. *Tierärztl. Umsch*, 66:311-317.
- Niederberger B. 2008. Habitatmodellierung der endemischen Landschneckenart *Trochulus biconicus* – Der Nidwalder Haarschnecke auf der Spur [Masterarbeit]. Salzburg: Paris Lodron-Universität.

Nijhof AM, Bodaan C, Postigo M, Nieuwenhuijs H, Opsteegh M, Franssen L, Jebbink F, Jongejan F. 2007. Ticks and associated pathogens collected from domestic animals in the Netherlands. *Vector Borne Zoonotic Dis*, 7:585-595.

Nowak M. 2011. Discovery of *Dermacentor reticulatus* (Acari: Amblyomidae) populations in the Lubuskie Province (Western Poland). *Exp Appl Acarol*, 54:191-197.

Oberdorfer E. 2001. Pflanzensoziologische Exkursionsflora: Für Deutschland und angrenzende Gebiete. Achte Auflage. Stuttgart: Eugen- Ulmer-Verlag.

Obsomer V, Wirtgen M, Linden A, Claerebout E, Heyman P, Heylen D, Madder M, Maris J, Lebrun M, Tack W, Lempereur L, Hance T, Van Impe G. 2013. Spatial disaggregation of tick occurrence and ecology at a local scale as a preliminary step for spatial surveillance of tick-borne diseases: general framework and health implications in Belgium. *Parasit Vectors*, 6:190.

Øines Ø, Storli K, Brun-Hansen H. 2010. First case of babesiosis caused by *Babesia canis canis* in a dog from Norway. *Vet Parasitol*, 171:350-353.

Ouhelli H, Schein E. 1988. Effect of temperature on transovarial transmission of *Babesia bigemina* (Smith and Kilborne, 1893) in *Boophilus annulatus* (Say, 1821). *Vet Parasitol*, 26:229-235.

Paulauskas A, Radzijeuskaja J, Rosef O. 2012. Molecular detection and characterization of *Anaplasma phagocytophilum* strains. *Comp Immunol Microbiol Infect Dis*, 35:187-195.

Paziewska A, Zwolińska L, Harris PD, Bajer A, Siński E. 2010. Utilisation of rodent species by larvae and nymphs of hard ticks (Ixodidae) in two habitats in NE Poland. *Exp Appl Acarol*, 50:79-91.

Perret JL, Guigoz E, Rais O. 2000. Influence of saturation deficit and temperature on *Ixodes ricinus* tick questing activity in a Lyme borreliosis-endemic area (Switzerland). *Parasitol Res*, 86:554-557.

Petney TN, Skuballa J, Muders S, Pfäffle M, Zetlmeisl C, Oehme R. 2012. The Changing Distribution Patterns of Ticks (Ixodida) in Europe in Relation to Emerging Tick-Borne Diseases. In: Mehlhorn H, Hrsg. *Parasitology Research Monographs – Arthropods as Vectors of Emerging Diseases*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.

Pfister K, Schwalbach B, Chuit PA, Liz P, Aeschlimann A. 1993. Präliminäre Untersu-

chungen zur endemischen Ausbreitung von *Babesia canis* und der Zecke *Dermacentor reticulatus* in der Schweiz. Mitt Österr Ges Tropenmed Parasitol, 15:1-6.

Pfister K, Beran B, de Mendonça P, Beelitz P. 2009. Arthropoden und dadurch übertragene Infektionen in einer sich verändernden (Um)welt [Vortrag]. In: Aschenbach J, Gäbel G, Dauschies A, Hrsg. LBH: Proceedings Tagung der DVG-Fachgruppe „Parasitologie und parasitäre Krankheiten“ - Diagnostik, Epidemiologie und Bekämpfung von Parasitosen bei Nutz-, Haus- und Heimtieren. Leipzig: Universitäts-Verlag GmbH.

Pluta S, Hartelt K, Oehme R, Mackenstedt U, Kimmig P. 2010. Prevalence of *Coxiella burnetii* and *Rickettsia* spp. in ticks and rodents in southern Germany. Ticks Tick Borne Dis, 1:145-147.

Pohlmeyer K, Sodeikat G. 2004. Populationsdynamik und Raumnutzung des Schwarzwildes (*Sus scrofa* L.). In: Landesjagdverband Bayern e.V., Hrsg. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V, Band 12.

Poljak S. 2012. Epidemiologische Studie zu zeckenübertragenen Krankheitserregern in *Ixodes ricinus* aus bayerischen Parkanlagen [Dissertation]. München: Ludwig-Maximilians-Universität. LMU München.

Radulović Z, Chochlakis D, Tomanović S, Milutinović M, Tselentis Y, Psaroulaki A. 2011. First detection of spotted fever group Rickettsiae in ticks in Serbia. Vector Borne Zoonotic Dis, 11:111-115.

Rar VA, Fomenko NV, Dobrotvorsky AK, Livanova NN, Rudakova SA, Fedorov EG, Astanin VB, Morozova OV. 2005. Tickborne pathogen detection, Western Siberia, Russia. Emerg Infect Dis, 11:1708-1715.

Reháček J, Nosek J, Urvölgyi J, Sztankay M. 1979. Rickettsiae of the spotted fever group in Hungary. Folia Parasitol (Praha), 26:367-371.

Reháček J, Kováčová E, Ciampor F, Gresíková M, Tarasevich IV. 1987. Experimental double infection with *Coxiella burnetii* and tick-borne encephalitis virus in *Dermacentor reticulatus* ticks. Acta Virol, 31:65-73.

Reháček J, Urvölgyi J, Kocianová E, Sekeyová Z, Vavreková M, Kováčová E. 1991. Extensive examination of different tick species for infestation with *Coxiella burnetii* in Slovakia. Eur J Epidemiol, 7:299-303.

René-Martellet M, Chêne J, Chabanne L, Chalvet-Monfray K, Bourdoiseau G. 2013.

Clinical signs, seasonal occurrence and causative agents of canine babesiosis in France: results of a multiregional study. *Vet Parasitol*, 197:50-58.

Reye AL, Stegny V, Mishaeva NP, Velhin S, Hübschen JM, Ignatyev G, Muller CP. 2013. Prevalence of tick-borne pathogens in *Ixodes ricinus* and *Dermacentor reticulatus* ticks from different geographical locations in Belarus. *PLoS One*, 8:e54476.

Reyers F, Leisewitz AL, Lobetti RG, Milner RJ, Jacobson LS, van Zyl M. 1998. Canine babesiosis in South Africa: more than one disease. Does this serve as a model for falciparum malaria? *Ann Trop Med Parasitol*, 92:503-511.

Richter D, Kohn C, Matuschka FR. 2013. Absence of *Borrelia* spp., *Candidatus Neorhlichia mikurensis*, and *Anaplasma phagocytophilum* in questing adult *Dermacentor reticulatus* ticks. *Parasitol Res*, 112:107-111.

Röhrig E, Hamel D, Pfister K. 2011. Retrospective evaluation of laboratory data on canine vector-borne infections from the years 2004-2008. *Berl Münch Tierärztl Wochenschr*, 124:411-418.

Rudolf I, Mendel J, Sikutová S, Svec P, Masaríková J, Nováková D, Bunková L, Sedláček I, Hubálek Z. 2009. *16S rRNA* gene-based identification of cultured bacterial flora from host-seeking *Ixodes ricinus*, *Dermacentor reticulatus* and *Haemaphysalis concinna* ticks, vectors of vertebrate pathogens. *Folia Microbiol (Praha)*, 54:419-428.

Ruiz-Fons F, Fernández-de-Mera IG, Acevedo P, Gortázar C, de la Fuente J. 2012. Factors driving the abundance of *Ixodes ricinus* ticks and the prevalence of zoonotic *I. ricinus*-borne pathogens in natural foci. *Appl Environ Microbiol*, 78:2669-2676.

Sager H, Casati S, Hartmeier G, Sommer B. 2005. Autochthone Fälle von caniner Babesiose im Kanton Solothurn. *Schweiz Arch Tierheilkd*, 147:259-265.

Santos-Silva M, Sousa R, Santos AS, Lopes D, Queijo E, Doreta A, Vitorino L, Bacellar F. 2006. Ticks and tick-borne Rickettsiae surveillance in Montesinho Natural Park, Portugal. *Ann N Y Acad Sci*, 1078:137-142.

Schaarschmidt D, Gilli U, Gottstein B, Marreros N, Kuhnert P, Daeppen JA, Rosenberg G, Hirt D, Frey CF. 2013. Questing *Dermacentor reticulatus* harbouring *Babesia canis* DNA associated with outbreaks of canine babesiosis in the Swiss Midlands. *Ticks Tick Borne Dis*, 4:334-340.

Scholz M, Mehl D, Schulz-Zunkel C, Kasperidus HD, Born W, Henle K. 2012. Ökosys-

temfunktionen von Flussauen – Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. In: Bundesamt für Naturschutz, Hrsg. Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 124. Münster: Landwirtschaftsverlag.

Schulz M. 2013. Untersuchungen zur saisonalen Populationsdynamik von *Ixodes ricinus* (Ixodidae) in Süddeutschland [Dissertation]. München: Ludwig-Maximilians Universität.

Schulze P. 1925. Endemisches Vorkommen einer Mediterranen Zecke (*Dermacentor reticulatus* F.) in Deutschland. Z Morphol Oekol Tiere, 3:704-705.

Schulze P. 1929. Die heutige Verbreitung einzelner Tierarten im Lichte der erdgeschichtlichen Vergangenheit. (Besonders der Zecken *Dermacentor reticulatus* auct. und *Hyalomma marginatum*. Z Morphol Oekol Tiere, 15:735-754.

Schwarz A, Maier WA, Kistemann T, Kampen H. 2009. Analysis of the distribution of the tick *Ixodes ricinus* L. (Acari: Ixodidae) in a nature reserve of western Germany using Geographic Information Systems. Int J Hyg Environ Health, 212:87-96.

Senay SD, Worner SP, Ikeda T. 2013. Novel Three-Step Pseudo-Absence Selection Technique for Improved Species Distribution Modelling. PLoS One, 8:e71218.

Silaghi C, Hamel D, Thiel C, Pfister K, Pfeffer M. 2011. Spotted Fever Group Rickettsiae in Ticks, Germany. Emerg Infect Dis, 17:890-892.

Silaghi C, Woll D, Mahling M, Pfister K, Pfeffer M. 2012a. *Candidatus* Neoehrlichia mikurensis in rodents in an area with sympatric existence of the hard ticks *Ixodes ricinus* and *Dermacentor reticulatus*, Germany. Parasit Vectors, 5:285.

Silaghi C, Woll D, Hamel D, Pfister K, Mahling M, Pfeffer M. 2012b. *Babesia* spp. and *Anaplasma phagocytophilum* in questing ticks, ticks parasitizing rodents and the parasitized rodents--analyzing the host-pathogen-vector interface in a metropolitan area. Parasit Vectors, 5:191.

Siroký P, Kubelová M, Bednář M, Modrý D, Hubálek Z, Tkadlec E. 2011. The distribution and spreading pattern of *Dermacentor reticulatus* over its threshold area in the Czech Republic-how much is range of this vector expanding? Vet Parasitol, 183:130-135.

Solano-Gallego L, Baneth G. 2011. Babesiosis in dogs and cats – expanding parasito-

logical and clinical spectra. *Vet Parasitol*, 181:48-60.

Sonenshine DE. 1993. *Biology of ticks – Vol 2*. New York: Oxford University Press.

Spitalská E, Stefanidesová K, Kocianová E, Boldiš V. 2012. *Rickettsia slovacica* and *Rickettsia raoultii* in *Dermacentor marginatus* and *Dermacentor reticulatus* ticks from Slovak Republic. *Exp Appl Acarol*, 57:189-197.

Sréter-Lancz Z, Széll Z, Kovács G, Egyed L, Márialigeti K, Sréter T. 2006. *Rickettsiae* of the spotted-fever group in ixodid ticks from Hungary: identification of a new genotype ('*Candidatus Rickettsia kotlanii*'). *Ann Trop Med Parasitol*, 100:229-236.

Sréter-Lancz Z, Széll Z, Sréter T, Márialigeti K. 2009. Detection of a novel *Francisella* in *Dermacentor reticulatus*: a need for careful evaluation of PCR-based identification of *Francisella tularensis* in Eurasian ticks. *Vector Borne Zoonotic Dis*, 9:123-126.

Szymanski S. 1986. Distribution of the tick *Dermacentor reticulatus* (Fabricius, 1794) (Ixodidae) in Poland. *Acta Parasitol Pol*, 31:143-154

Thompson GB. 1964. Ticks (Ixodoidea) of medical and veterinary interest from birds in the British Isles. *J Med Entomol*, 1:45-49.

Tijssse-Klasen E, Jameson LJ, Fonville M, Leach S, Sprong H, Medlock JM. 2011. First detection of spotted fever group rickettsiae in *Ixodes ricinus* and *Dermacentor reticulatus* ticks in the UK. *Epidemiol Infect*, 139:524-529.

Tomanović S, Chochlakis D, Radulović Z, Milutinović M, Cakić S, Mihaljica D, Tselentis Y, Psaroulaki A. 2013. Analysis of pathogen co-occurrence in host-seeking adult hard ticks from Serbia. *Exp Appl Acarol*, 59:367-376.

Van de Maele I, Savary-Bataille K, Gielen I, Daminet S. 2008. An unusual form of canine babesiosis. *Can Vet J*, 49:283-286.

Vor T, Kiffner C, Hagedorn P, Niedrig M, Rühle F. 2010. Tick burden on European roe deer (*Capreolus capreolus*). *Exp Appl Acarol*, 51:405-417.

Walter G, Kock D, Liebisch A. 1986. Beitrag zur Zecken-Fauna der Bundesrepublik Deutschland (Arachnida: Acarina: Ixodidae). *Senckenb Biol*, 67:199-206.

Welc-Faleciak R, Rodo A, Siński E, Bajer A. 2009. *Babesia canis* and other tick-borne infections in dogs in Central Poland. *Vet Parasitol*, 166:191-198.

Wisz MS, Guisan A. 2009. Do pseudo-absence selection strategies influence species

distribution models and their predictions? An information-theoretic approach based on simulated data. *BMC Ecol*, 9:8.

Wójcik-Fatla A, Cisak E, Zając V, Zwoliński J, Dutkiewicz J. 2011. Prevalence of tick-borne encephalitis virus in *Ixodes ricinus* and *Dermacentor reticulatus* ticks collected from the Lublin region (eastern Poland). *Ticks Tick Borne Dis*, 2:16-19.

Wójcik-Fatla A, Bartosik K, Buczek A, Dutkiewicz J. 2012. *Babesia microti* in adult *Dermacentor reticulatus* ticks from eastern Poland. *Vector Borne Zoonotic Dis*, 12:841-843.

Wójcik-Fatla A, Cisak E, Zając V, Sroka J, Sawczyn A, Dutkiewicz J. 2013. Study on tick-borne rickettsiae in eastern Poland. I. Prevalence in *Dermacentor reticulatus* (Acari: Amblyommidae). *Ann Agric Environ Med*, 20:276-279.

Zahler M, Gothe R. 1995a. Effect of temperature and humidity on egg hatch, moulting and longevity of larvae and nymphs of *Dermacentor reticulatus* (Ixodidae). *Appl Parasitol*, 36:53-65.

Zahler M, Gothe R. 1995b. Effect of temperature and humidity on longevity of unfed adults and on oviposition of engorged females of *Dermacentor reticulatus* (Ixodidae). *Appl Parasitol*, 36:200-211.

Zahler M, Gothe R, Rinder H. 1996. *Dermacentor*-Zecken in Frankreich und Deutschland. Zur molekularbiologischen Artdifferenzierung, Ökologie und epidemiologischen Bedeutung. *Tierärztl Prax*, 24:209-211.

Zahler M, Gothe R. 1997. Endemisierungsrisiko von *Babesia canis* durch *Dermacentor reticulatus* in Deutschland. Eine epidemiologische Studie. *Tierärztl. Prax (K)*, 25:666-670.

Zahler M, Schein E, Rinder H, Gothe R. 1998. Characteristic genotypes discriminate between *Babesia canis* isolates of differing vector specificity and pathogenicity to dogs. *Parasitol Res*, 84:544-548.

Zahler M, Steffenz Th, Lutz S, Hähnel WC, Rinder H, Gothe R. 2000a. *Babesia canis* und *Dermacentor reticulatus* in München, ein neuer Naturherd in Deutschland. *Tierärztl Prax (K)*, 28:116-120.

Zahler M, Loster F, Merkle C, Rinder H, Gothe R. 2000b. Infektionsgefahr für Hunde in Regensburg – ein neuer Naturherd von *Babesia canis* und *Dermacentor reticulatus* in

Deutschland. Tierärztl Prax (K), 28:395-398.

Zahler M, Rinder H, Zweygarth E, Fukata T, Maede Y, Schein E, Gothe R. 2000c. 'Babesia gibsoni' of dogs from North America and Asia belong to different species. Parasitology, 120:365-369.

Zahler M, Rinder H, Schein E, Gothe R. 2000d. Detection of a new pathogenic *Babesia microti*-like species in dogs. Vet Parasitol, 89:241-248.

Zivkovic Z, Nijhof AM, de la Fuente J, Kocan KM, Jongejan F. 2007. Experimental transmission of *Anaplasma marginale* by male *Dermacentor reticulatus*. BMC Vet Res, 3:32.

Zygner W, Górski P, Wedrychowicz H. 2009. New localities of *Dermacentor reticulatus* tick (vector of *Babesia canis canis*) in central and eastern Poland. Pol J Vet Sci, 12:549-555.

IX. ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Nr.	Titel	Seite
Abb. 1	Übersicht über die Ordnung Ixodida. Aufgelistete <i>Dermacentor</i> spp. sind als Überträger von Krankheiten von Bedeutung. * in Deutschland nachgewiesene <i>Dermacentor</i> spp. (modifiziert nach Deplazes et al. 2013).	11
Abb. 2	Schema einer Schildzecke am Beispiel <i>Hyalomma</i> (Ixodidae), Ventralansicht (modifiziert nach Eckert et al. 2008).	12
Abb. 3	Fotografie von <i>Dermacentor reticulatus</i> . Links: weibliches Exemplar, rechts: männliches Exemplar. Quelle: Lehrstuhl für Vergleichende Tropenmedizin und Parasitologie, LMU München	13
Abb. 4	Morphologische Kriterien, die zur Unterscheidung der in Deutschland vorkommenden <i>Dermacentor</i> -Arten beurteilt werden können (Auswahl). Dargestellt an einer schematischen Ansicht von <i>Dermacentor reticulatus</i> . a) Dorsalsicht; b) Ventralansicht. Modifiziert nach Hillyard 1996.	14
Abb. 5	Entwicklungszyklus von Schildzecken, am Beispiel von <i>D. reticulatus</i> (Schema, modifiziert nach Deplazes et al. 2013). g* = gesaugtes Stadium, u* = ungesaugtes Stadium, d = Tag, w = Woche.	16
Abb. 6	Schematischer Querschnitt eines typischen Auwaldes. Modifiziert nach Ellenberg 1996.	21
Abb. 7	Darstellung der nördlichen Ausbreitungsgrenzen von <i>D. reticulatus</i> . 54°N (nördlicher Breitengrad) = nördliche Ausbreitungsgrenze für europäische Vorkommen von <i>D. reticulatus</i> , 60°N (nördlicher Breitengrad) = nördliche Ausbreitungsgrenze für eurasiatische Vorkommen von <i>D. reticulatus</i> . Schematische Darstellung, referenziert und erstellt mit GoogleMaps.	24
Abb. 8	<i>D. reticulatus</i> Vorkommen in Deutschland, Nr. der Gebiete entsprechend Tab. 7. Abkürzungen der Bundesländer: BE = Berlin; BR = Bremen; BRA = Brandenburg; BW = Baden-Württemberg; BY = Bayern; HH = Hamburg; HE = Hessen; MV = Mecklenburg-Vorpommern; NRW = Nordrhein-Westfalen; NS = Niedersachsen; RP = Rheinland-Pfalz; SA = Sachsen; SAN = Sachsen-Anhalt; SH = Schleswig-Holstein; SL = Saarland; TH = Thüringen.	27
Abb. 9	Übersicht über die Unterklasse der Piroplasma. Grün hinterlegt: Erreger der caninen Babesiose, aus der Gruppe der „kleinen Babesien“; orange hinterlegt: Erreger der caninen Babesiose aus der Gruppe der „großen Babesien“.	29
Abb. 10	Entwicklungszyklus von <i>Babesia</i> spp., modifiziert nach Wikimedia commons.	31
Abb. 11	Lage von Bayern in Deutschland und deutsche Anrainerländer. Karte erstellt mit Stepmap.de.	38
Abb. 12	Schematische Darstellung der Gebiete der Habitatsliste. Buchstabenkürzel entsprechen den Kürzeln in Tab. 10.	40
Abb. 13	Schematische Darstellung der zur Beprobung ausgewählten Sammelgebiete.	42
Abb. 14	Beprobungsschema zur Evaluierung endemischer Habitate	43
Abb. 15	Beprobte Standorte im Großraum München (Gebiet G1), an den Isarauen im oberen Isartal (G2) und im unteren Isartal (G3, G4); rote Markierungen = isarferne Standorte, grüne Markierungen = isarnahe Standorte.	50
Abb. 16	a) Standort Daglfing (48° 8' 18.81"N/11° 39' 18.42"E, 514m); b) Standort Mallertshofer Holz (48°16'11.26"N/11°36'37.83"E, 478m)	50
Abb. 17	Standort Zengermoos (48° 17' 21.39"N/11° 46' 1.19"E, 472m)	51
Abb. 18	a) Standort Inhausen (48° 17' 43.08"N/11° 33' 18.45"E, 473m); b) Standort Schwarzhölzl (48° 14' 34.89"N/11° 29' 47.87"E, 486m)	51
Abb. 19	Standort Straßlach (48° 0' 31.43"N 11° 29' 45.94"E, Höhe 635 m) (nach fotografiert im Herbst 2012)	52
Abb. 20	Beispielbilder für die Vegetation der unteren Isarauen. a) unteres Isartal zwischen München und Freising: Standort Zwillingshof (48°16'56.82"N/11°42'11.52"E, 481m); b) unteres Isartal zwischen Freising und Plattling: Standort Niederhummel (48° 25' 54.09"N/11° 53' 19.42"E, 425m)	53

Abb. 21	Beprobte Standorte im Gebiet der unteren Isarauen zwischen Freising und Plattling (G4).	53
Abb. 22	Beprobte Standorte im Gebiet der Isarmündung (G5)	55
Abb. 23	Beispielbilder für die Vegetation der Isarmündung. a) Standort Isarmündung Nordufer (48° 47' 40.39"N/12° 56' 27.33"E, 319 m); b) Standort Isarmündung Südufer (48° 47' 46.04"N/12° 58' 30.08"E, 382 m).	55
Abb. 24	Beprobte Standorte im Gebiet Regensburg (G6, grüne Markierung) und Regensburg Ost (G7, rote Markierung).	56
Abb. 25	a) Standort Tegernheim (49° 1' 3.49"N/ 12° 9' 56.13"E, 319m); b) Standort Sinzing (48° 59' 25.63"N/12° 0' 41.89"E, 382m)	56
Abb. 26	Standort Aberdeenpark (49° 2' 41.85"/12° 6' 19.30", 389m)	57
Abb. 27	a) Standort Bach a. d. Donau (49° 1' 55.46"N/12° 17' 36.00"E, 406m); b) Standort Frauenzell/Wiesent (49° 2' 20.98"N/12° 22' 19.96"E, 352m)	58
Abb. 28	Standort Pillnach (48° 58' 38.08"N/12° 30' 23.92"E, 410m)	58
Abb. 29	Beprobte Standorte im Gebiet Ingolstadt (G8)	58
Abb. 30	a) Standort Bergheim, an den Donauauen (48° 45' 6.80"N/11° 17' 15.79"E, 375m); b) Standort Bittenbrunn (48° 45' 19.63"N/11° 8' 54.84"E, 449m)	58
Abb. 31	Beprobte Standorte im Raum Augsburg: Ichenhausen (G9, rote Markierung), Gebiet der westlichen Wälder Süd „Stauden“ (G10, blaue Markierungen), Gebiet Zusmarshausen (G11, orange Markierungen), Gebiet der westlichen Wälder Nord „Holzwinkel“ (G12, schwarze Markierungen)	59
Abb. 32	Standort Ettenbeuren-Kammeltal (48° 22' 30.45"N/10° 22' 42.03"E, 513m)	60
Abb. 33	a) Standort Grimoldsried (48° 13' 13.07"N/10° 37' 13.54"E, 587 m); b) Standort Langenneufnach (48° 14' 49.45"N/10° 37' 1.49"E, 581 m)	60
Abb. 34	Standort Elmischwang (48° 16' 54.76"N/10° 37' 35.79"E, 516)	60
Abb. 35	a) Standort Dinkelscherben (48° 21' 28.45"N/10° 35' 34.50"E, 517m); b) Standort Rommelsried (48° 22' 10.02"N/10° 42' 52.43", 507m)	61
Abb. 36	Standort Rothsee (48° 23' 39.65"N/10° 37' 3.35"E, 446m)	61
Abb. 37	a) Standort Wörleschwang (48° 25' 34.41"N/10° 37' 5.58"E, 497m); b) Standort Horgau (48° 24' 22.73"N/10° 42' 27.48"E, 494m)	62
Abb. 38	a) Standort Welden (48° 27' 15.47"N/10° 41' 0.96"E, 495m); b) Standort Emersacker (48° 29' 4.41"N/10° 41' 17.49"E, 510m)	62
Abb. 39	a) Standort Oberottmarshausen (48° 14' 17.76"N/10° 55' 1.10"E, 512 m); b) Standort Langweid (48° 29' 48.53"N/10° 52' 27.77"E, 427m)	63
Abb. 40	Beprobte Standorte im Gebiet Würzburg (G14)	63
Abb. 41	a) Standort Veitshöchheim (49° 50' 43.34"N/9° 53' 37.40"E); b) Standort Margetschöchheim (49° 49' 35.28"N/9° 51' 7.53")	64
Abb. 42	a) Standort Pfaffenberg „Königswaldchen“ (49° 48' 34.17"N/9° 53' 42.88"E); b) Standort Gerbrunn (49° 45' 41.26"N/9° 59' 44.63"E, 282m)	64
Abb. 43	Sieboldspark (49° 46' 49.26"N/9° 57' 29.76"E, 263m)	65
Abb. 44	Beprobte Standorte im Gebiet Mühlhausen (G15, blaue Markierung) und im Gebiet Nürnberg (G16, rote Markierungen)	65
Abb. 45	Standort Weiherndorf/Mühlhausen (49° 10' 38.28"N/11° 28' 21.66"E)	66
Abb. 46	a) Standort Dehnberg (49° 32' 20.79"N/11° 17' 41.36"E); b) Standort Pegnitz (49° 42' 19.55"N/11° 33' 16.29"E)	66
Abb. 47	Sammelgebiet bei Michelau (G17), zwischen Kemmern und Breitengüßbach (blaue Markierungen).	67
Abb. 48	Standort Mainaue zwischen Kemmern (49° 56' 28.20"N/10° 51' 55.48"E) und Breitengüßbach (49° 58' 45.21"N/10° 52' 46.69"E)	67
Abb. 49	Beispiel einer Klimarasterkarte (Quelle: deutscher Wetterdienst) mit unterschiedlich eingefärbten Rasterzellen. Screenshot aus ArcMap.	69

Abb. 50	Schritte zur Erstellung von Interessengebieten mittels ArcMap. a) beprobte Standorte werden in der Karte eingetragen (grüne Markierungen). b) Erstellung von Pufferbereichen (rot) mit Radius 10 km um die eingetragenen Standorte. Zur Verdeutlichung ist ein Standort (Zengermoos) mit Radius angewählt (blau hervorgehobener Kreis). Screenshots aus ArcMap.	69
Abb. 51	Beispiel der Vereinigung der überlappenden Pufferpolygone der Standorte eines Sammelgebietes. a) Überlappende Pufferpolygone des Sammelgebietes G1 sind mit blauen Kreisen dargestellt. Standorte, die nicht zum gleichen Sammelgebiet gehören, sind nicht in die Erstellung dieses Pufferpolygons miteinbezogen (rote Kreise). b) fertig gestelltes Polygon nachdem der äußerste Rand der Pufferpolygone manuell nachgezeichnet wurde; Screenshots aus ArcMap.	70
Abb. 52	Darstellung des Zurechtschneidens einer Klimarasterkarte zur Auswertung der Klimawerte in einem Interessensgebiet. a) Erstelltes Pufferpolygon eines Interessensgebietes (blau), aufgelegt auf einen Temperaturreasterkarte (grüner Hintergrund); b) Temperaturreasterkarte, nach Ausschneiden mit dem Pufferpolygon. Screenshots aus ArcMap.	70
Abb. 53	Erstellung der Pufferpolygone für historisch erwähnte deutsche Endemiegebiete von <i>D. reticulatus</i> . a) erstellte Pufferpolygone für die Endemiegebiete Oberrhein und Schönbuch (grüne Umriss), b) erstelltes Pufferpolygon für das Endemiegebiet der Düben-Dahlener-Heide mit Annaburger Heide (grünes Polygon); c) erstelltes Pufferpolygon für das Endemiegebiet Leipzig (violetter Kreis); d) erstelltes Pufferpolygon für das Endemiegebiet Saarbrücken (violetter Kreis). Screenshots aus ArcMap.	71
Abb. 54	Erstellung einer flächendeckenden Polygonkarte mit dem Umriss von Bayern aus einzelnen CORINE-Datensatz-Karten. a) aneinandergelegte CORINE-Karten zur Bedeckung der Gesamtfläche von Bayern (schwarzer Umriss); b) aufgelegte Ausschneideform (gelbe Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation, Datenquelle: ©LfU); c) ausgeschnittene und vereinigte CORINE-Datensätze. Screenshots aus ArcMap.	72
Abb. 55	Kartenausschnitt aus der Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation im Raum München. Datenquelle: © Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.lfu.bayern.de, modifiziert.	74
Abb. 56	Erstellung einer Landschaftsfragment-Karte, die die gleichen Landnutzungsklassen wie das endemische Fundgebiet enthält. a) Ausschnitt der kompletten CORINE-Karte; b) Verbleibende Landschaftsfragmente (nur Waldgebiete) nach Löschen aller anderen Landschaftsfragmente.	76
Abb. 57	Beispiel zur Erstellung einer Landschaftsfragment-Karte, die nur Landschaftsfragmente in Gewässernähe enthält. a) CORINE-Landschaftsfragmente (grün) und Gewässer (blau), vor Löschen der Gebiete; b) CORINE-Landschaftsfragmente (gleicher Kartenausschnitt) nach Löschen der Landschaftsfragmente ohne Gewässernähe.	76
Abb. 58	Beispiel für die Erstellung einer Landschaftsfragment-Karte, die nur die Landschaftsfragmente innerhalb eines gewünschten Temperatur- oder Niederschlagsbereiches enthält. a) Temperaturreaster-Karte, auf der Temperaturreasterzellen angewählt sind (blaue Zellen), die außerhalb einer gewünschten Wertespanne liegen; b) gleicher Kartenausschnitt nach Löschen der zuvor angewählten Rasterzellen und aufgelegte Landschaftsfragment-Karte (grüne Polygone); c) gleicher Kartenausschnitt nach Löschen der Landschaftsfragmente außerhalb des gewünschten Klimabereiches.	78
Abb. 59	a) Ausschnitt der Karte der potentiellen natürlichen Vegetation; b) gleicher Kartenausschnitt nach Löschen der Gebiete, die nicht zu den gleichen Vegetationskomplexen wie das endemische Habitat gehörten. Screenshots aus ArcMap, nachbearbeitet.	79
Abb. 60	Erstellung einer Überschneidungskarte, die die Bereiche enthält, die sowohl auf der verfeinerten Landschaftsfragment-Karte, als auch auf der vorselektierten PNV-Karte liegen. a) vorselektierte PNV-Karte (grüne und gelbe Bereiche) mit aufgelegter Landschaftsfragment-Karte (rosa schraffiert); b) Ergebnis der Überschneidung beider Karten.	80
Abb. 61	Schematische Darstellung der Fundorte von <i>D. reticulatus</i> auf der Vegetation. a) Übersichtskarte von Bayern mit eingezeichneten <i>D. reticulatus</i> Funden (grün). b) Vergrößerter Kartenausschnitt der <i>D. reticulatus</i> Funde im Gebiet G7-Regensburg Ost. c) Vergrößerter Kartenausschnitt der <i>D. reticulatus</i> Funde im Gebiet G3-unteres Isartal (grüne, gelbe, blaue Bereiche) mit Gebiet G1-Großraum München, Zengermoos (roter Bereich).	85

Abb. 62	Fotos der <i>D. reticulatus</i> Fundorte. a) Bach an der Donau (Regensburg Ost); b) Frauenzell (Regensburg Ost); c) Zengermoos (Großraum München)	92
Abb. 63	Beispielbilder für die Vegetationszusammensetzung an <i>D. reticulatus</i> Fundorten an den Isaraunen. a) Zwillingshof; b) Fischerhäuser; c) Achering	92
Abb. 64	Darstellung der Kombination der gemessenen Tageswerte aus Temperatur (°C) und Luftfeuchtigkeit (in %) an den beprobten Standorten. Hellblau dargestellt sind Standorte, an denen Aktivitäten von <i>D. reticulatus</i> festgestellt wurden.	94
Abb. 65	Anzahl gesammelter <i>D. reticulatus</i> in Abhängigkeit von der gemessenen Bodentemperatur.	94
Abb. 66	Verlauf der Monatsdurchschnittswerte von Temperatur (blaue Kurve) und Niederschlag (rote Kurve) in Bayern (Datenquelle: DWD, errechnete Mittelwerte aus den Messjahren 1971 – 2000).	95
Abb. 67	Jahreszeitlicher Verlauf der monatlichen Durchschnittstemperaturen (in °C) in den beprobten Gebieten (G1-G17).	97
Abb. 68	Jahreszeitlicher Verlauf der monatlichen Niederschlagsmengen (in mm) in den beprobten Gebieten (G1-G17).	97
Abb. 69	Vergleich der durchschnittlichen Monatstemperaturen an Fundorten von <i>D. reticulatus</i> . Blaue Linie = Großraum München (Gebiet G1), rote Linie = Isaraunen zwischen München und Freising (G3), grüne Linie = Regensburg Ost (G7).	98
Abb. 70	Vergleich der durchschnittlichen Monatsniederschläge an Fundorten von <i>D. reticulatus</i> . Blaue Linie = Großraum München (Gebiet G1), rote Linie = Isaraunen zwischen München und Freising (G3), grüne Linie = Regensburg Ost (G7).	99
Abb. 71	Verlauf der monatlichen Temperaturdurchschnittswerte in den historisch erwähnten <i>D. reticulatus</i> Endemiegebieten (Deutschland) und dem endemischen Fundgebiet der Isaraunen.	100
Abb. 72	Verlauf der monatlichen Niederschlagswerte in den historisch erwähnten <i>D. reticulatus</i> Endemiegebieten (Deutschland) und dem endemischen Fundgebiet der Isaraunen.	100
Abb. 73	Verteilung der Landnutzungsklassen (CORINE) im Bereich des endemischen Fundortes der Isaraunen nördlich von München. Quelle: eigene Darstellung aus ArcMap.	102
Abb. 74	Potentielle natürliche Vegetation im Interessensgebiet der Isaraunen bei München. Eine Beschreibung der vorgefundenen Vegetationskomplexe findet sich in Tab. 31. Screenshot aus ArcMap. Datenquelle: © LfU Bayern.	102
Abb. 75	Potentiell Vorkommen der flussbegleitenden Vegetationskomplexe der Obergruppen E (Edellaubholzreiche Feucht- und Sumpfwälder sowie Auenwälder; gelb dargestellt) und F (Stieleichenwälder und Eschen-Hainbuchenwälder; grün dargestellt) in Bayern (LfU).	103
Abb. 76	Darstellung der Rotwildvorkommen (rosa) und der Rotwildkorridore (grün) in Bayern (schematische Karte, gelb) und in den angrenzenden (Bundes-) Ländern.	105
Abb. 77	Erste erstellte Landschaftsfragment-Karte für das Gebiet Bayern. In der Karte werden alle bayerischen Laubwälder (hellgrün) und Mischwälder (dunkelgrün) angezeigt, die an Gewässern liegen.	106
Abb. 78	Verfeinerte Landschaftsfragment-Karte (Bayern), auf der alle bayerischen Laub- und Mischwaldgebiete an Gewässern enthalten sind, deren klimatische Variablen (Temperatur und Niederschlag) in einem Abweichungsbereich von 20% zu den klimatischen Variablen des endemischen Fundgebietes liegen (Tab. 20, Tab. 21).	107
Abb. 79	Verfeinerte Landschaftsfragment-Karte (Bayern), auf der alle bayerischen Laubwaldgebiete (hellgrün) und Mischwaldgebiete (schwarz) enthalten sind, deren klimatische Variablen eine Abweichung von maximal 5% zu den klimatischen Variablen des endemischen Fundgebietes aufweisen (Tab. 20, Tab. 21). Blau dargestellt sind die Waldgebiete, die auf Karten mit größeren Abweichungsspannen noch erhalten waren.	108

Abb. 80	Verfeinerte Landschaftsfragment-Karte (blaue Bereiche), überschritten mit der vorselektierten PNV-Karte (grün und gelb) und daraus entstandene Überschneidungsbereiche (pink). 1) Iller, südlich von Ulm; 2) Donau, bei Dillingen; 3) Lech, nördlich von Augsburg; 4) Lech und Wertach, südlich von Augsburg; 5) Donauauen, zwischen Neuburg an der Donau und Donauwörth; 6) Altmühl bei Weißenburg; 7) Altmühl bei Beilngries; 8) Altmühl bei Dietfurt; 9) Naab, nordwestlich von Regensburg; 10) Regen, nördlich von Regensburg bei Hof am Regen; 11) Donau, östlich von Regensburg, im Regensburger Forst; 12) Isarauen, zwischen München und Deggen-dorf; 13) Amper, nordwestlich von München; 14) Inn zwischen Mühldorf und Altötting und Alz zwischen Dornitzen und Emmerting; 15) Salzach, südlich von Burghausen.	109
Abb. 81	Risikokarte zum Vorkommen von <i>D. reticulatus</i> in Bayern. Gelb dargestellt sind Gebiete, deren ökologische Rahmenbedingungen denen des endemischen Fundortes an den Isarauen ähneln. Eine detaillierte Übersicht über die Gebiete der Risikokarte ist in einer vergrößerten (schematischen) Ausschnittskarte in Abb. 82 dargestellt. Erläuterungen zur geographischen Lage der Risikogebiete ist Tab. 32 zu entnehmen. Quelle: ArcMap, nachbearbeitet.	110
Abb. 82	Detaillierte, vergrößerte, schematische Übersichtskarte über die Gebiete der Risikokarte aus Abb. 81. Erläuterungen zur geographischen Lage der Gebiete sind Tab. 32 zu entnehmen.	111
Abb. 83	Sequenzvergleich der <i>B. canis</i> positiven Probe (Bp 10- bp 226) 10 9 Z 55 mit einer homologen Probe der Blast® Genbank (<i>B. canis canis</i> Isolat 5KO 18S ribosomal RNA Gene (Genbank accession Nummer KF381412.1). Rot = Korrektur der Sequenz entsprechend einer manuellen Sequenzkontrolle mittels Chromas Lite®. P = Sequenz der positiven Probe; GB = Sequenz der Vergleichsprobe der Genbank	113
Abb. 84	Fundgebiete von <i>D. reticulatus</i> und nachgewiesene lokale Prävalenzen von <i>B. canis</i> in Bayern. Rot: Nachgewiesenes Endemiegebiet von <i>D. reticulatus</i> mit lokaler Prävalenz von <i>B. canis</i> . Gelb: Fundorte von <i>D. reticulatus</i> ohne Nachweis einer lokalen Prävalenz von <i>B. canis</i> .	114
Abb. 85	Kartenausschnitte des Auenzustandsberichtes für Nordbayern (1) und Südbayern (2)	169
Abb. 86	Anschreiben, das im Zuge der vorliegenden Arbeit an Tierärzte in Bayern versandt wurde.	170
Abb. 87	Anschreiben, mit dem im Zuge dieser Arbeit Tierbesitzer und Jäger kontaktiert wurden.	171

X. TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1	Übersicht über die in Deutschland vorkommenden Zeckenarten, modifiziert nach Horst und Liebisch 2003.	12
Tab. 2	Übersicht über die Merkmale, die zur Unterscheidung von <i>D. reticulatus</i> und <i>D. marginatus</i> beurteilt werden	14
Tab. 3	Tierarten, die in aktuellen Publikationen als Wirte für <i>D. reticulatus</i> beschrieben wurden (Auswahl).	18
Tab. 4	Pathogene, für die eine Vektorfunktion von <i>D. reticulatus</i> gesichert ist, oder angenommen wird.	20
Tab. 5	Übersicht über Ökosysteme, die von <i>D. reticulatus</i> besiedelt werden.	22
Tab. 6	Länder, in denen Vorkommen von <i>D. reticulatus</i> bekannt sind.	24
Tab. 7	Übersicht deutscher Gebiete, für die Beschreibungen von <i>D. reticulatus</i> Funden vorliegen.	28
Tab. 8	Erreger der caninen Babesiose (Auswahl), Vektoren und Verbreitung (modifiziert nach: Birkenheuer 2012).	30
Tab. 9	Symptome der caninen Babesiose, die in Abhängigkeit von der beteiligten <i>Babesia</i> -Art im Vordergrund stehen können.	34
Tab. 10	Erstellte Habitatsliste, mit Gebieten für die eine erhöhte Fundwahrscheinlichkeit von <i>D. reticulatus</i> angenommen wurde.	39
Tab. 11	Dokumentation der beprobten Standorte und Dokumentation der <i>D. reticulatus</i> Fundorte.	45
Tab. 12	Bestandsbildende Vegetation an beprobten Standorten. Verwendete Pflanzen- und Tiernamen beziehen sich, falls nicht anders angegeben, auf die in Tab. 35 (Anhang) aufgeführten Fachbezeichnungen.	46
Tab. 13	Beprobte Standorte der unteren Isarauen (G3 und G4)	54
Tab. 14	Wildtiervorkommen an den unteren Isarauen, zusammengefasst nach Imm et al. 2009	54
Tab. 15	Beprobte Standorte im Bereich der Isarmündung (G5)	55
Tab. 16	In dieser Arbeit verwendete digitale Daten, Anbieter, bzw. Bezugsquellen und Ursprungskoordinatensystem.	68
Tab. 17	Landnutzungsklassen entsprechend der Klassifizierung des CORINE-Programmes der European Environment Agency.	73
Tab. 18	Bezeichnung der verwendeten CORINE Datensätze. Quelle: European Environment Agency (EEA).	74
Tab. 19	Verwendete Datensätze zur Auswertung der Gewässerdaten in Bayern. Quelle: Bayerische Vermessungsverwaltung, Objektartenkatalog ALKIS®.	74
Tab. 20	Tab. 20 Berechnete Temperaturwerte in °C für Temperaturspannen, die um $\pm 20\%$, $\pm 15\%$, $\pm 10\%$, $\pm 5\%$, $\pm 2\%$ und $\pm 0\%$ von den Werten des endemischen Fundgebietes abweichen.	77
Tab. 21	Tab. 21 Berechnete Niederschlagswerte in mm für Niederschlagsspannen, die um $\pm 20\%$, $\pm 15\%$, $\pm 10\%$, $\pm 5\%$, $\pm 2\%$ und $\pm 0\%$ von den Werten des endemischen Fundgebietes abweichen.	77
Tab. 22	Verwendete Reagenzien und Menge zur Durchführung einer konventionellen PCR zum Nachweis des Ziel-Gens <i>18SrRNA</i> . Primer nach Casati et al. 2006.	82
Tab. 23	Verwendete Primer zum Nachweis von <i>Babesia</i> spp. DNA in <i>D. reticulatus</i> .	82
Tab. 24	Schritte des Amplifikationszyklus der konventionellen PCR zum Nachweis des Genabschnittes 411-452 bp des Zielgens <i>18S rRNA</i> von <i>Babesia</i> spp mit Primern BJ1/BN2.	82
Tab. 25	<i>D. reticulatus</i> Einsendungen vor und während der vorliegenden Studie	84
Tab. 26	Anzahl gesammelter <i>D. reticulatus</i> an <i>D. reticulatus</i> positiven Standorten	86
Tab. 27	Sammelorte und Funde von <i>I. ricinus</i>	88
Tab. 28	Wildtiervorkommen an den positiv beprobten Standorten. Zusammengefasst nach Imm et al. 2009 und Informationen des BJV.	93

Tab. 29	Vergleich der jährlichen Durchschnittswerte von Temperatur (°C) und Niederschlag (mm) in den beprobten Gebieten.	96
Tab. 30	Vergleich der durchschnittlichen Jahrestemperatur und -niederschlagswerte historisch erwähnter Endemiegebiete von <i>D. reticulatus</i> in Deutschland und dem endemischen Fundgebiet der Isarauen.	99
Tab. 31	Auflistung und Beschreibung der Vegetationskomplexe und der vorherrschenden Bodentypen, die im Interessensgebiet der Isarauen zwischen München und Freising natürlicherweise vorkommen können.	104
Tab. 32	Tab. 32 Erläuterungen zur geographischen Lage der Gebiete aus Abb. 81, Abb. 82.	111
Tab. 33	Anzahl, Verteilung und Geschlecht der <i>molekularbiologisch untersuchten D. reticulatus</i>	112
Tab. 34	Verwendete Geräte, Software, Materialien, Chemikalien, Enzyme und Oligonukleotide	165
Tab. 35	Fachbezeichnungen für die in Tab. 12 verwendeten deutschen Tier- und Pflanzennamen.	166
Tab. 36	Verlauf der monatlichen Temperatur- und Niederschlagswerte in Bayern; Datenquelle: DWD, Werte gemittelt aus Messungen von 30 Jahren (1981 - 2010).	167
Tab. 37	Monatliche und jährliche Durchschnittstemperaturen (in °C) in den beprobten Sammelgebieten.	167
Tab. 38	Monatliche und jährliche Niederschlagsmengen (Durchschnitt, in mm) in den beprobten Sammelgebieten.	168
Tab. 39	Verlauf der monatlichen Temperaturdurchschnittswerte in den deutschen Endemiegebieten	168
Tab. 40	Verlauf der monatlichen Niederschlagswerte in den deutschen Endemiegebieten	168

XI. ANHANG

Verwendete Geräte, Software und Materialien

Tab. 34 Verwendete Geräte, Software, Materialien, Chemikalien, Enzyme und Oligonukleotide

Bezeichnung	Hersteller/Anbieter
Verwendete Geräte	
GPSmap 60CSx; mobiles Navigationsgerät	Garmin
Thermohygrometer P33 Handmessgerät	Carl Roth GmbH, Karlsruhe, Deutschland
Einstichthermometer	Hersteller unbekannt
Digitalkamera, Panasonic DM-TZ10	Panasonic
Stereolupe Wild M 400 Photomakroskop	Wild, Heerbrugg Switzerland
TissueLyser	(Qiagen Hilden, Deutschland)
Heißluftsterilisator	(Memmert, Schwabach, Deutschland)
NanoDrop® ND-1000	PeqLab, Erlangen, Deutschland
Mastercycler® gradient	Eppendorf, Hamburg, Deutschland
ThermoMixer®Comfort	Eppendorf, Hamburg, Deutschland
Geldokumentationssystem (UV)	PeqLab, Erlangen, Deutschland
Verwendete Software	
Google Earth	Earth. Google.de/
Google Maps	Maps.Google.de/
GPS Babel	http://www.gpsbabel.org
ArcMap, , Version ArcGIS Desktop Education Edition 10, ESRI®	Local support ESRI® Deutschland GmbH, Kranzberg
Chromas Lite®	Technelysium
BLASTn	NCBI
Verwendete Daten	
CORINE Landnutzungsdaten	European Environment Agency (EEA)
Potentielle natürliche Vegetation (PNV)	Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
ALKIS®	Bayerische Vermessungsverwaltung (BVV)
Rotwildverbreitung und Rotwildkorridore	Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Temperatur- und Niederschlagskarten	Deutscher Wetterdienst (DWD)
Verwendetes Material	
Eppendorf 15ml Zentrifugenröhrchen™	Eppendorf, Hamburg, Deutschland
1,5 ml/2,0 ml Safe-Lock Reaktionsgefäße™	Eppendorf, Hamburg, Deutschland
Nerbeplus PCR Platte	Nerbe plus, Winsen
Verwendete Chemikalien und DNA-Kits	
Ethanol vergällt	Carl Roth GmbH & Co. KG, Karlsruhe, Deutschland
Buffer TAE, 50-fach	Qiagen Hilden, Deutschland
Ethanol, reinst	Carl Roth GmbH & Co. KG, Karlsruhe, Deutschland
GelRed™	Biotium Hayward, USA
Gene Ruler™ DNA-Ladder Mix	Fermentas Life Science, Leonrot, Deutschland
Loading buffer 6X Loading Dye	Fermentas Life Science, Leonrot, Deutschland
Molekularbiologisch reines Wasser	Sigma-Aldrich Chemie, München, Deutschland
PBS	Sigma-Aldrich Chemie, München, Deutschland
Verwendete DNA-Kits	
QIAamp DNA Mini Kit	Qiagen Hilden, Deutschland
HotStar Taq DNA Polymerase Kit	Qiagen Hilden, Deutschland
Bezeichnung	Hersteller
QIAquick PCR purification Kit	Qiagen Hilden, Deutschland

Fortsetzung Tab. 34 Verwendete Geräte, Software, Materialien, Chemikalien, Enzyme und Oligonukleotide

Verwendete Enzyme und Oligonukleotide	Hersteller
Proteinase K	Qiagen Hilden, Deutschland
dNTP mix, PCR grade	Qiagen Hilden, Deutschland
BJ1, BN2	Eurofins MWG Operon, Ebersberg, Deutschland
HotStar Taq	Qiagen, Hilden, Deutschland

Fachbezeichnungen Flora und Fauna

Tab. 35 Fachbezeichnungen für die in Tab. 12 verwendeten deutschen Tier- und Pflanzennamen.

Deutscher Name	Fachbezeichnung
Ackerwinde	<i>Convolvulus arvensis</i>
Ampfer	<i>Rumex</i> spp.
Berberitzen	<i>Berberis vulgaris</i>
Bergahorn	<i>A. pseudoplatanus</i>
Binsengewächsen	<i>Juncaceae</i> spp.
Echter Beinwell	<i>Symphytum officinale</i>
Echter Hopfen	<i>Humulus lupulus</i>
echter Kreuzdorn	<i>Rhamnus cathartica</i>
Efeu	<i>Hedera</i> spp.
Feldahorn	<i>A. campestre</i>
Fieder-Zwenken	<i>Brachypodium pinnatum</i>
gemeine Brombeere	<i>Rubus fruticosus</i> agg.
gemeiner Efeu	<i>Hedera helix</i>
gewöhnliche Berberitze	<i>Berberis vulgaris</i>
gewöhnliche Waldrebe	<i>Clematis vitalba</i>
Giersch	<i>Aegopodium podagraria</i>
Große Brennnessel	<i>Urtica dioica</i>
Haselnuss	<i>Corylus avellana</i>
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>
Hirschzungen- Farn	<i>Asplenium scolopendrium</i> L
Kanadische Goldrute	<i>Solidago canadensis</i>
Kletten	<i>Arctium</i> spp.
Kletten-Labkraut	<i>Galium aparine</i>
Kornelkirsche	<i>Cornus mas</i>
Kratzbeere	<i>Rubus caesius</i>
Moorbirke	<i>Betula pubescens</i>
Reh (-Wild)	<i>Capreolus capreolus</i>
Rispengräser	<i>Poa</i> spp.
Rohrglanzgras	<i>Phalaris arundinacea</i>
Rohrkolben	<i>Typha</i> spp.
Roter Hartriegel	<i>Cornus sanguineus</i>

Deutscher Name	Fachbezeichnung
Rothirsch	<i>Cervus elaphus</i>
Rotwild	<i>Cervus elaphus</i>
Schachtelhalm	<i>Equisetum</i> spp.
Schilfrohr	<i>Phragmites australis</i>
schwarzer Holunder	<i>Sambucus nigra</i>
Schwarzerle	<i>Alnus glutinosa</i>
Schwarzkiefer	<i>Pinus nigra</i>
Schwarzwild	<i>Sus scrofa</i>
Schwingel	<i>Festuca</i> spp.
Seggen	<i>Carex</i> spp.
Silberdisteln	<i>Carlina acaulis</i>
Spitzahorn	<i>Acer platanoides</i>
Springkraut	<i>Impatiens glandulifera</i>
Stieleiche	<i>Q. robur</i>
Taubnessel	<i>Lamium</i> spp.
Trespen	<i>Bromus</i> spp.
Vogelbeere	<i>Sorbus aucuparia</i> , L.
Vogelkirsche	<i>Prunus avium</i>
Wald-Geißblatt	<i>Lonicera periclymenum</i>
Waldkiefer	<i>P. sylvestris</i>
Waldveilchen	<i>Viola reichenbachiana</i>
Weißdorn	<i>Crataegus monogyna</i> agg.
weißes Labkraut	<i>Galium album</i>
Weißklee	<i>Trifolium repens</i>
Wildschwein	<i>Sus scrofa</i>
Winterlinde	<i>T. cordata</i>
Zaunwinde	<i>Convolvulus sepium</i>

Klimatabellen

Endemiegebiete

Tab. 36 Verlauf der monatlichen Temperatur- und Niederschlagswerte in Bayern; Datenquelle: DWD, Werte gemittelt aus Messungen von 30 Jahren (1981 - 2010).

Monat	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
T °C	-1,2	-0,3	3,5	7	12,2	15	17	16,7	12,8	8	2,7	0
NS mm	65	56	66	64	83	109	111	94	76	69	74	78

T = Temperatur; NS = Niederschlag

Tab. 37 Monatliche und jährliche Durchschnittstemperaturen (in °C) in den beprobten Sammelgebieten.

Ge- biet	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
G1*	-0,7	0,3	4,4	8,5	13,4	16,4	18,4	17,9	13,7	9,1	3,6	0,5
G2	-0,9	-0,1	3,7	7,8	12,7	15,6	17,7	17,1	13,1	8,8	3,2	0,1
G3 **	-1,1	-0,1	4,1	8,3	13,3	16,1	18,1	17,6	13,3	8,8	3,3	0,1
G4	-1,1	-0,1	4,1	8,5	13,5	16,4	18,3	17,7	13,4	8,8	3,4	0,1
G5	-1,8	-0,6	3,6	8,4	13,5	16,1	18,0	17,4	13,1	8,4	3,1	-0,5
G6	-1,2	-0,1	4,2	8,7	13,7	16,5	18,5	18,0	13,6	8,7	3,3	0,0
G7*	-1,6	-0,5	3,7	8,1	75	16	18	17,4	13,1	8,3	3,0	-0,3
G8	-0,9	0,1	4,2	8,5	13,4	16,4	18,3	17,7	13,3	8,6	3,4	0,2
G9	-0,6	0,2	4,1	8,1	13,0	16,0	18,0	17,4	13,2	8,8	3,5	0,5
G10	-0,8	0,0	3,9	7,9	12,8	15,8	17,8	17,2	13,1	8,7	3,3	0,3
G11	-0,7	0,1	4,2	8,2	13,1	16,1	18,1	17,5	13,3	8,8	3,5	0,4
G12	-0,7	0,2	4,2	8,3	13,1	16,2	18,1	17,5	13,3	8,8	3,5	0,4
G13	-0,8	0,1	4,1	8,2	13,1	16,1	18,1	17,5	13,3	8,8	3,4	0,4
G14	0,4	1,1	5,0	9,2	13,8	16,8	18,8	18,3	14,1	9,5	4,5	1,4
G15	-1,2	-0,3	3,6	7,9	12,9	15,8	17,8	17,2	12,9	8,3	3,1	-0,1
G16	-0,9	-0,1	3,7	8,0	13,0	15,9	17,8	17,2	13,1	8,5	3,3	0,1
G17	-0,2	0,5	4,4	8,7	13,6	16,4	18,4	17,8	13,6	9	4	0,8

* *D. reticulatus* Fundort; ** endemisches *D. reticulatus* Habitat G1 = Großraum München; G2 = Isarauen München Süd; G3 = Isarauen zwischen München und Freising; G4 = Isarauen zwischen Freising und Plattling; G5 = Isarmündung; G6 = Regensburg; G7 = Regensburg Ost; G8 = Ingolstadt; G9 = Ichenhausen; G10 = Augsburg, westliche Wälder Süd; G11 = Zusmarshausen; G12 = Westliche Wälder Nord; G13 = Lechauen; G14 = Würzburg; G15 = Mühlhausen; G16 = Nürnberg; G17 = Michelau

Tab. 38 Monatliche und jährliche Niederschlagsmengen (Durchschnitt, in mm) in den beprobten Sammelgebieten.

Ge- biet	Jahr	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
1*	931	52	48	65	60	99	109	121	109	79	62	63	66
2	1169	65	62	83	82	121	139	154	135	99	73	80	81
3**	863	49	43	58	55	91	100	113	97	74	59	58	62
4	818	51	45	58	51	82	93	104	90	69	57	59	63
5	926	76	66	78	54	84	92	106	97	76	66	72	89
6	741	54	46	55	44	68	81	91	77	59	56	57	63
7*	800	62	54	61	47	75	86	95	85	67	61	62	72
8	749	52	45	54	48	78	78	91	79	61	58	57	63
9	857	48	44	57	57	95	96	106	95	74	61	60	64
10	969	52	51	65	67	104	113	121	109	85	67	66	70
11	898	52	48	60	59	96	100	113	99	77	63	62	67
12	875	51	47	59	58	93	96	110	95	74	62	61	66
13	864	48	46	58	57	93	98	107	97	74	59	59	63
14	688	54	47	54	92	64	65	71	56	53	57	55	66
15	831	62	56	64	50	78	83	95	81	65	61	67	74
16	899	78	67	73	53	76	82	91	74	72	73	76	89
17	723	59	49	56	47	64	68	81	60	63	58	62	67

* *D. reticulatus* Fundort; ** endemisches *D. reticulatus* Habitat. Abkürzungen der Gebiete entsprechen den Abkürzungen in Tab. 37.

Tab. 39 Verlauf der monatlichen Temperaturdurchschnittswerte in den deutschen Endemiegebieten

Gebiet	Monatliche Durchschnittstemperatur in °C											
	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
O	0,9	1,7	5,2	8,8	13,4	16,5	18,6	18	14	9,9	4,7	2,0
Sch	0,3	1,1	4,8	8,6	13,2	16,2	18,3	17,7	13,7	9,4	4,2	1,3
D	0,5	1,2	4,7	9	14	16,7	19,1	18,6	14,3	9,7	4,7	1,3
G3	-1,1	-0,1	4,1	8,3	13,3	16,1	18,1	17,6	13,3	8,8	3,3	0,1
SB	1,5	2,3	5,8	9,4	13,8	16,8	19,0	18,3	14,2	10,1	5,3	2,4
L	0,7	1,4	5,0	9,2	14,1	16,8	19,1	18,7	14,5	9,9	4,9	1,5

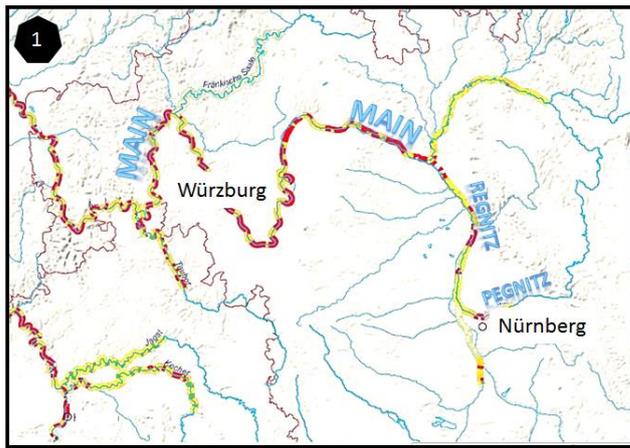
O = Oberrhein; Sch = Schönbuch; D = Düben-Dahlener-Heide; G3 = Gebiet Isarauen zwischen München und Freising; SB = Saarbrücken; L = Leipzig

Tab. 40 Verlauf der monatlichen Niederschlagswerte in den deutschen Endemiegebieten

Gebiet	Monatliche Niederschlagsmengen in mm											
	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Oberrhein	78	75	87	84	120	103	112	99	94	99	90	103
Schönbuch	51	48	57	58	93	85	89	78	61	66	58	64
Düben-Dahlener Heide	46	37	49	39	54	55	69	62	51	37	51	53
G3	49	43	58	55	91	100	113	98	74	59	59	62
Saarbrücken	83	69	75	57	76	68	76	70	71	87	82	101
Leipzig	41	36	47	42	52	58	74	65	52	36	51	50

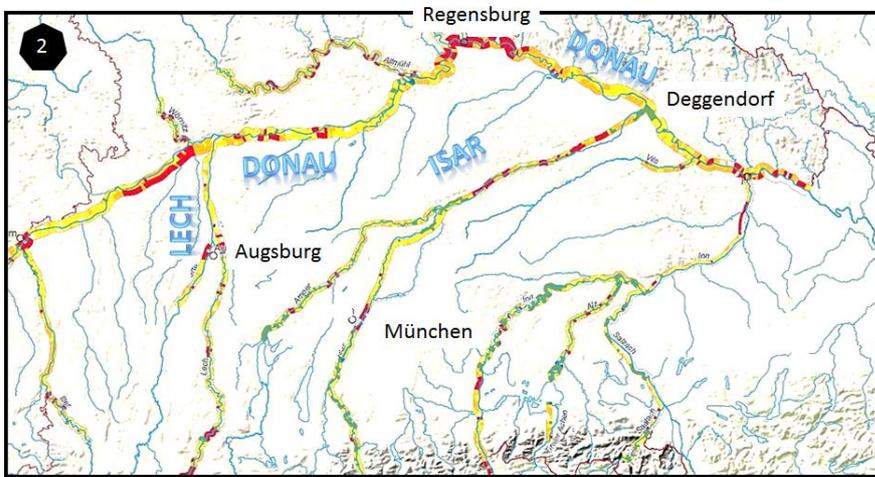
G3 = Isarauen zwischen München und Freising

Karten



- Sehr gering verändert
- Gering verändert
- Deutlich verändert
- Stark verändert
- Sehr stark verändert

Auenzustandsbericht, Flüsse Nordbayern, Ausschnitt



Auenzustandsbericht, Flüsse Südbayern, Ausschnitt

Abb. 85 Kartenausschnitte des Auenzustandsberichtes für Nordbayern (1) und Südbayern (2).

Anschreiben

Persönliche Daten und Adressen sind in den im Folgenden abgebildeten Kopien der Anschreiben aus Datenschutzgründen geschwärzt.

Tierärzte



Vergleichende Tropenmedizin und Parasitologie – Institut für 5 – 80807 München

Liebe Tierärztinnen und Tierärzte,

im Rahmen meiner Doktorarbeit untersuche ich das Vorkommen von *Dermocentor* spp. in Bayern. Im Fokus steht dabei die Art *D. reticulatus*, die als Überträger der Babesiose des Hundes und des Pferdes bedeutsam ist.

Hierfür bitte ich Sie um Ihre Mithilfe.

- Bitte senden Sie festgestellte *Dermocentor*-Zecken an das Institut für Vergleichende Tropenmedizin und Parasitologie der LMU München (sh. Kontaktadresse).
Im Gegenzug für Ihre Einsendung können wir Ihnen eine kostenlose serologische Blutuntersuchung auf Babesieninfektionen bei Hunden und Pferden anbieten, an denen Sie *Dermocentor*-Zecken festgestellt haben.
Falls Sie vom Tierbesitzer erfahren können, wo der Kontakt mit den Zecken stattfand, teilen Sie uns den Ort bitte formlos, aber so genau wie möglich, mit (z. B. Waldstück München Ost).
Alternativ können Sie uns (mit Einverständnis des Tierbesitzers) auch gerne Adresse und Telefonnummer des Tierhalters mitteilen; wir würden den Besitzer gerne kontaktieren, um genau Angaben zu möglichen Infektionsorten zu erfragen.
- Sie können uns auch ohne Einsendung von Zecken vermutete Fundort, bzw. Habitate per e-mail oder per Post mitteilen. Auch hier bitten wir Sie, den Fundort so genau wie möglich zu beschreiben.

Da wir darauf angewiesen sind, so viele Habitate wie möglich zu überprüfen und zu charakterisieren, versuchen wir ebenfalls Tierbesitzer, Jäger und Förster zu erreichen, und um Mithilfe zu bitten. Wir wären Ihnen sehr dankbar, wenn Sie den beigefügten Flyer im Wartezimmer Ihrer Praxis aushängen könnten.

Sie können uns bis Frühjahr 2012 Zecken einsenden, bzw. Fundorte melden.

Für Rückfragen stehen wir Ihnen jederzeit zur Verfügung.

Mit freundlichen Grüßen,

Lisa Weis

Kontaktadresse für Zeckeneinsendungen:

Institut für Vergleichende Tropenmedizin und Parasitologie



Kontakt für Fundort-Meldungen:



Abb. 86 Anschreiben, das im Zuge der vorliegenden Arbeit an Tierärzte in Bayern versandt wurde.

Tierbesitzer und Jäger

	LUDWIG- MAXIMILIANS- UNIVERSITÄT MÜNCHEN	Lehrstuhl für Vergleichende Tropenmedizin und Parasitologie Lehrstuhlinhaber: Prof. Dr. K. Pfister
---	---	--



Veröffentlichung: Tropenmedizin und Parasitologie – Lehrstuhl Nr. 4 – 80502 München

Bitte um Mithilfe bei der Untersuchung der Verbreitung der Buntzecke in Bayern

Im Rahmen meiner Doktorarbeit an der LMU München untersuche ich das Vorkommen von *Dermacentor reticulatus* (Buntzecke) in Bayern.

In den letzten Jahren wurde verstärkt über Funde dieser Zeckenart in Deutschland berichtet. Genau wie andere Zeckenarten kann *D. reticulatus* diverse Krankheitserreger übertragen. Zu den bevorzugten Wirten der Buntzecke zählen neben Hunden, Pferden und Schafen auch die heimischen Wildtierarten. *D. reticulatus* hat jedes Jahr zwei Aktivitätsperioden: im Frühling (März- Juni) und im Herbst (September- November).

Zecken dieser Gattung sind sehr auffällig, da sie sehr groß sind (ca. erbsengroß); außerdem besitzen die Zecken ein auffälliges Rückenschild, das bunt und marmoriert ist (Bilder unten). Dieses Rückenschild kann über den kompletten Körper der Zecke gehen, oder nur den vorderen Teil des Körpers der Zecke bedecken.



Dermacentor reticulatus (links weiblich, rechts männlich)



Dermacentor marginatus (männlich)

Falls Sie Zecken dieser Art finden, oder schon einmal gefunden/ gesehen haben, würde ich mich sehr freuen, wenn Sie mir kurz Bescheid geben:

Gefundene/abgesammelte Zecken der oben beschriebenen Art können sie an die unten angegebene Kontaktadresse einsenden. Falls Sie Zecken einschicken, geben Sie sie bitte mit einem feuchten Tuch oder Watte in einen bruchsicheren Behälter (z.B. Filmdose), und verschließen sie den Deckel sicher (z.B. Umkleben mit Tesafilm). Bitte schicken Sie mir zusammen mit der Zecke eine Beschreibung des Fundortes.

Falls Sie die Zecken nicht versenden können, bzw. die Funde schon längere Zeit zurück liegen, können Sie mich trotzdem gerne über mögliche Fundorte informieren (Kontaktdaten unten).

Ich bedanke mich im Voraus für Ihre Mithilfe.

Kontaktadresse für Zeckeneinsendungen:

Institut für Vergleichende Tropenmedizin und
Parasitologie



Kontakt für Fundort- Meldungen:



Abb. 87 Anschreiben, mit dem im Zuge dieser Arbeit Tierbesitzer und Jäger kontaktiert wurden.

XII. DANKSAGUNG

Ganz besonders und an erster Stelle möchte ich mich bei Frau PD Dr. Cornelia Silaghi bedanken, die mir die Möglichkeit gegeben hat, meine Doktorarbeit am Lehrstuhl für Vergleichende Tropenmedizin und Parasitologie anzufertigen. Darüber hinaus möchte ich mich für ihr stetes Interesse an meiner Arbeit, die gute fachliche Betreuung und Beratung, und die stets geduldige, freundliche und motivierende Unterstützung bedanken, die mir während der gesamten Erstellung meiner Arbeit, und vor allem beim Schreiben des Manuskriptes, eine unschätzbare Hilfe war.

Mein Dank geht auch an Herrn Prof. Dr. Kurt Pfister, für seine Ideen zur weiterführenden Aufarbeitung meines Themas, und für seine Ratschläge zur Korrektur des Manuskriptes.

Bedanken möchte ich mich auch bei der Firma ESRI® Deutschland GmbH (Niederlassung Kranzberg), für die Bereitstellung des GIS-Programmes ArcMap, sowie bei der Bayerischen Vermessungsverwaltung und dem Deutschen Wetterdienst für die Bereitstellung digitaler Datensätze für meine Arbeit. Allen zuvor genannten Institutionen, bzw. meinen Ansprechpartnern möchte ich auch für den immer freundlichen, hilfsbereiten und problemlosen Kontakt danken. Ebenso geht mein Dank an den Bayerischen Jagdverband für die Veröffentlichung meines Anschreibens im Journal der Kreisgruppen, sowie für die Bereitstellung von hilfreichen Informationen.

Bei Frau Claudia Thiel möchte ich mich für die gewissenhafte Einarbeitung in die molekularen Arbeitstechniken, sowie für ihre kompetente und immer geduldige Hilfestellung und tatkräftige Unterstützung im Labor bedanken. Ganz herzlich möchte ich mich bei allen weiteren Mitarbeitern des Lehrstuhls für Vergleichende Tropenmedizin und Parasitologie für die angenehme und kollegiale Atmosphäre bedanken.

Mein persönlicher Dank geht an meine Familie, meine Freunde, und meine Arbeitskollegen, die sowohl während des Studiums, als auch während meiner Doktorarbeit, niemals müde geworden sind, mich aufzumuntern und mich zu motivieren, und die vor allem immer daran geglaubt haben, dass ich das „natürlich schaffe“.