

TEXTE

159/2020

Effektivität und Weiterentwicklung von Risikominderungsmaßnahmen für die Anwendung von als Biozid ausgebrachten antikoagulanten Rodentiziden mit hohem Umweltrisiko

Abschlussbericht

TEXTE 159/2020

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3714 67 407
FB000382

Effektivität und Weiterentwicklung von Risikominderungsmaßnahmen für die Anwendung von als Biozid ausgebrachten antikoagulanten Rodentiziden mit hohem Umweltrisiko

Abschlussbericht

von

Bernd Walther

Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kultur-
pflanzen, Institut für Pflanzenschutz im Gartenbau und Forst,
Wirbeltierforschung, Münster

Detlef Schenke

Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kultur-
pflanzen, Institut für ökologische Chemie, Pflanzenanalytik
und Vorratsschutz, Berlin

Jens Jacob

Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kultur-
pflanzen, Institut für Pflanzenschutz im Gartenbau und Forst,
Wirbeltierforschung, Münster

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 [/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Julius Kühn-Institut (JKI), Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen
Erwin-Baur-Straße 27
06484 Quedlinburg

Abschlussdatum:

Januar 2019

Redaktion:

Fachgebiet IV 1.4 Gesundheitsschädlinge und ihre Bekämpfung
Anke Geduhn, Susanne Hein, Annika Schlötelburg

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2020

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Effektivität und Weiterentwicklung von Risikominderungsmaßnahmen für die Anwendung von als Biozid ausgebrachten antikoagulanten Rodentiziden mit hohem Umweltrisiko

Zur Regulierung von Schadnagerpopulationen werden im Biozidbereich in Deutschland in den meisten Fällen Fraßköder mit blutgerinnungshemmenden (antikoagulanten) Wirkstoffen eingesetzt. Antikoagulante Rodentizide wirken bei allen warmblütigen Tieren, also auch bei Organismen, die nicht bekämpft werden sollen oder dürfen. Zudem sind die meisten dieser Wirkstoffe persistent, bioakkumulierend und toxisch. Um Nichtzielorganismen zu schützen und Einträge in die Umwelt zu minimieren, wurden bei der Biozid-Zulassung von antikoagulanten Rodentiziden verbindliche Risikominderungsmaßnahmen festgeschrieben. Die Effektivität dieser Maßnahmen ist jedoch kaum empirisch untersucht, so dass Wissensdefizite auch im Hinblick auf eine mögliche Optimierung bzw. Weiterentwicklung von Risikominderungsmaßnahmen bestehen.

Im Rahmen dieses Forschungs- und Entwicklungsvorhabens wurden daher drei zentrale Aspekte mit Bezug auf den Schutz von Nichtzielorganismen näher betrachtet. Im ersten Teil wurde untersucht, wie sich die Ausbringung antikoagulanter Rodentizide in Köderstationen ausschließlich innerhalb von Gebäuden im Vergleich zum Einsatz in und um Gebäude auf das Auftreten blutgerinnungshemmender Wirkstoffe in freilebenden Nichtzielkleinsäugetern auswirkt. Weiterhin wurden die Bewegungsmuster und Sterbeorte vergifteter Wanderratten auf Bauernhöfen dokumentiert, um daraus Rückschlüsse auf die mögliche Exposition von Beutegreifern ziehen zu können. Im zweiten Teil wurden Rückstände antikoagulanter Rodentizide in Rotfüchsen aus ländlichen und urbanen Räumen untersucht, um mögliche Unterschiede in der Exposition zu identifizieren. Außerdem wurde das Auftreten blutgerinnungshemmender Wirkstoffe in verschiedenen Singvögeln während Rattenbekämpfungen auf landwirtschaftlichen Betrieben analysiert. Im dritten Teil wurde versucht, die Ausbringung von Fraßködern in Köderstationen so zu gestalten, dass Nichtzielorganismen von der Köderannahme ausgeschlossen werden.

Abstract: Effectiveness and optimization of risk mitigation measures for the use of biocidal anticoagulant rodenticides with high environmental risk

In Germany, in most cases anticoagulant rodenticides are used to control commensal pest rodents in the biocide sector. These agents are effective not only in target species but also in other vertebrate taxa. Moreover, most anticoagulants are persistent, bioaccumulative and toxic. In order to mitigate risk and to minimise release into the environment, mandatory risk mitigation measures were stipulated within the biocidal products authorisation. However, their efficiency has not yet been empirically tested and information for advancing risk mitigation measures is missing.

In this research and development project, we focused on three aspects of risk mitigation measures with regard to the protection of non-target species. Firstly, we investigated whether applying anticoagulant rodenticides in bait stations exclusively inside buildings has an effect on the occurrence and concentration of anticoagulant residues in non-target small mammals compared to their application in and around buildings. Additionally, we observed spatio-temporal patterns of poisoned Norway rats on farms and we documented the locations where poisoned individuals succumbed to rodenticides. Secondly, anticoagulant residues in red foxes from rural and urban regions were analysed to identify possible differences in exposure. Furthermore, the occurrence of anticoagulant residues in different songbird species during rat control on farms was investigated. Thirdly, we developed and tested a new bait station design that aimed to exclude non-target small mammals from bait consumption.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	8
Tabellenverzeichnis.....	8
Abkürzungsverzeichnis.....	10
Zusammenfassung.....	11
Summary	19
1 Einleitung	25
1.1 Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide	27
1.2 Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulant Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen.....	28
1.3 Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten	29
2 Projektziele und Fragestellungen.....	31
3 Methoden	32
Das Untersuchungsgebiet	32
3.1 Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide	32
3.1.1 Auswirkung der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide innerhalb von Gebäuden im Vergleich zu in/um Gebäuden auf die Exposition von Nichtzielkleinsäugetern.....	32
3.1.2 Bewegungsmuster und Sterbeorte von Wanderratten	34
3.1.3 Rückstandsanalytik	38
3.2 Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulant Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen.....	39
3.2.1 Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Singvögeln im ländlichen Raum.....	39
3.2.2 Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Rotfüchsen aus ländlichen und urbanen Räumen	40
3.3 Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten	41
3.3.1 Laborversuche.....	41
3.3.2 Gehegeversuche	41
3.3.3 Freilandversuche.....	42
3.4 Datenauswertung und statistische Analyse	44
4 Ergebnisse	45

4.1	Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide	45
4.1.1	Auswirkung der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide innerhalb von Gebäuden im Vergleich zu in/um Gebäuden auf die Exposition von Nichtzielkleinsäugetern	45
4.1.2	Bewegungsmuster und Sterbeorte von Wanderratten	52
4.2	Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulantem Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen	56
4.2.1	Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Singvögeln im ländlichen Raum	56
3.1.1	Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Rotfüchsen aus ländlichen und urbanen Räumen	60
4.3	Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten	63
4.3.1	Laborversuche	63
4.3.2	Gehegeversuche	63
4.3.3	Freilandversuche	64
5	Schlussfolgerungen	69
5.1	Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide	69
5.1.1	Auswirkung der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide innerhalb von Gebäuden im Vergleich zu in/um Gebäuden auf die Exposition von Nichtzielkleinsäugetern	69
5.1.2	Bewegungsmuster und Sterbeorte von Wanderratten	71
5.2	Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulantem Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen	74
5.2.1	Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Singvögeln im ländlichen Raum	74
5.2.2	Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Rotfüchsen aus ländlichen und urbanen Räumen	76
5.3	Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten	78
6	Quellenverzeichnis	82

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Lebendfallen für Wanderrattenfang	35
Abbildung 2:	Vertikale Köderstationen	41
Abbildung 3:	Auftreten antikoagulanter Wirkstoffe bei Nichtzielkleinsäugern	46
Abbildung 4:	Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei unterschiedlichen Anwendungen	48
Abbildung 5:	Brodifacoum-Konzentrationen bei Nichtzielkleinsäugern	49
Abbildung 6:	Auftreten des Wirkstoffes Brodifacoum in Nichtzielkleinsäugern nach Konzentrationsklassen und Anwendungsvarianten	50
Abbildung 7:	Entwicklung der Bewegungsaktivität von Wanderratten	52
Abbildung 8:	Entwicklung der Streifgebietsgrößen von Wanderratten	53
Abbildung 9:	Nutzung verschiedener Habitatstrukturen durch Wanderratten	54
Abbildung 10:	Sterbeorte mit Brodifacoum behandelter Wanderratten	55
Abbildung 11:	Brodifacoum-Konzentrationen in Lebergewebsproben von Wanderrattenkadavern	56
Abbildung 12:	Auftreten antikoagulanter Rodentizidrückstände bei Singvögeln	57
Abbildung 13:	Auftreten des Wirkstoffes Brodifacoum in Singvögeln nach Konzentrationsklassen	59
Abbildung 14:	Auftreten antikoagulanter Rodentizidrückstände bei Rotfüchsen	60
Abbildung 15:	Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei Rotfüchsen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte	62
Abbildung 16:	Brodifacoum-Konzentrationen bei Rotfüchsen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte	62
Abbildung 17:	Gehegeversuche mit vertikalen Köderstationen	64
Abbildung 18:	Sommer-Freilandversuch mit vertikalen Köderstationen	65
Abbildung 19:	Herbst-Freilandversuch mit vertikalen Köderstationen	66

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Exposition von Nichtzielkleinsäugern - Versuchsbetriebe	33
Tabelle 2:	Bewegungsmuster und Sterbeorte von Wanderratten - Versuchsbetriebe	34
Tabelle 3:	Kategorisierung von Habitatstrukturen	36
Tabelle 4:	Rückstandsanalytik	39
Tabelle 5:	Verhaltenskategorien	42
Tabelle 6:	Freilandversuche vertikale Köderstationen - Versuchsbetriebe	43
Tabelle 7:	Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielkleinsäugern – Übersicht Fänge	45
Tabelle 8:	Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei Nichtzielkleinsäugern	47
Tabelle 9:	Brodifacoum-Konzentrationen bei Nichtzielkleinsäugern	51

Tabelle 10:	Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei Singvögeln.....	58
Tabelle 11:	Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe bei Rotfüchsen	61
Tabelle 12:	Übersicht Taxa an vertikalen Köderstationen.....	67

Abkürzungsverzeichnis

AIC	Akaike-Informationskriterium
AR	Antikoagulant Rodentizid
FGAR	<i>First Generation Anticoagulant Rodenticide</i> (Rodentizid mit blutgerinnungshemmenden Wirkstoff der 1. Generation)
GfA	Gute fachliche Anwendung
GLM	<i>Generalised Linear Model</i> (Generalisiertes Lineares Modell)
GLMM	<i>Generalised Linear Mixed Model</i> (Generalisiertes Lineares Gemischtes Modell)
GPS	Globales Positionierungssystem
IPM	<i>Integrated Pest Management</i> (integrierte Schädlingsbekämpfung)
JKI	Julius Kühn-Institut
LD₅₀	Letale Dosis 50%
LMM	<i>Linear Mixed Model</i> (Lineares Gemischtes Modell)
MCP100	100% Minimum-Convex-Polygon
MMM	Risikominderungsmaßnahme
SD	<i>Standard Deviation</i> (Standardabweichung)
SE	<i>Standard Error</i> (Standardfehler)
SGAR	<i>Second Generation Anticoagulant Rodenticide</i> (Rodentizid mit blutgerinnungshemmenden Wirkstoff der 2. Generation)
UTM	Universale Transversale Mercator-Projektion

Zusammenfassung

EINLEITUNG

Die Bekämpfung von Wanderratten (*Rattus norvegicus*), Hausratten (*R. rattus*) und Hausmäusen (*Mus musculus*) erfolgt überwiegend mit Fraßködern, die blutgerinnungshemmende Wirkstoffe aus der Gruppe der Coumarine und Indandione enthalten (Buckle & Eason, 2015; Jacob & Buckle, 2018). Aus Sicht der Anwender ist der Einsatz dieser Mittel meist wirtschaftlich und er ermöglicht die effektive Reduktion eines Schädnerbefalls (Endepols et al., 2003; Endepols & Klemann 2004; Buckle & Eason 2015). Die verzögerte Wirkung der antikoagulant Rodentizide (AR) ist ein entscheidender Vorteil gegenüber schnell wirkenden Akutgiften, weil Ratten und Hausmäuse gegenüber AR in der Regel keine Köderscheu entwickeln. AR wirken nicht nur bei Ratten und Hausmäusen, sondern generell bei allen Wirbeltieren. Einige sind persistent (Fisher et al., 2003), bioakkumulierend (Vein et al., 2013) und toxisch (Eason et al., 2002). Persistenz und Bioakkumulation tragen zum Transfer dieser Stoffe in den Naturhaushalt bei. AR-Rückstände wurden bei einer Vielzahl von Nichtziel-Organismen nachgewiesen (Nakayama et al., 2019; Regnery et al., 2019; Booth et al., 2001; Booth et al., 2003; Masuda et al., 2015). Über die Auswirkungen der AR-Belastung auf betroffene Individuen oder gar deren Populationen liegen bisher jedoch nur wenige Untersuchungen vor. (Brakes & Smith, 2005; López-Perea & Mateo, 2018; Shore & Coeurdassier, 2018).

Aufgrund ihrer Stoffeigenschaften und der damit verbundenen Umwelt- und Gesundheitsrisiken unterliegen AR in den meisten Industriestaaten gesetzlichen Regelungen (Eisenmann et al., 2018). In der EU ist der Einsatz von AR fast vollständig auf den Biozidbereich beschränkt, also für die Verwendung zum Schutz von Menschen, Nutztieren sowie wichtiger Infrastruktur (Jacob & Buckle, 2018). Im Biozidbereich unterliegen AR einer Zulassungspflicht nach Biozid-Verordnung (EU) Nr. 528/2012 (EU, 2012). Gibt es keine adäquaten Bekämpfungsalternativen, kann trotz Umweltrisiken eine befristete Zulassung von AR erfolgen, soweit eine Nicht-Zulassung unverhältnismäßige Folgen für die Gesellschaft hätte. Allerdings müssen dann im Rahmen der Zulassung Maßnahmen getroffen werden, welche die Umweltrisiken auf ein Minimum beschränken. Diese Risikominderungsmaßnahmen (RMM) werden auf nationaler Ebene festgelegt und sind Teil der Zulassungsaufgaben (CRRU, 2015; UBA, 2018a). Zu diesen RMM zählen z.B. Beschränkungen der Verwendung auf bestimmte Nutzergruppen, bestimmte Anwendungsbereiche wie die Anwendung in und um Gebäude sowie die Festlegung verbindlicher Anwendungsbestimmungen. Dazu gehört u.a. der Einsatz von AR nur bei festgestelltem Befall oder die Ausbringung von AR in zugriffsgeschützten Köderstationen. Außerdem ist das Suchen, Einsammeln und fachgerechte Entsorgen auffindbarer Kadaver während einer Bekämpfung sowie das Einsammeln und fachgerechte Entsorgen verbliebener Fraßköder am Ende einer Bekämpfung darin vorgeschrieben (Buckle & Prescott, 2018; CRRU, 2015; UBA, 2018a).

Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide

Die Effektivität der festgelegten RMM auf den beabsichtigten Schutz von Nichtzieltieren wurde bisher jedoch meist nicht begleitend untersucht und bewertet (Buckle & Prescott, 2018; Koivisto et al., 2016). Empirische Untersuchungen, auf deren Grundlage eine Überprüfung und ggf. Weiterentwicklung der bisher festgelegten RMM erfolgen könnten, sind bisher nicht veröffentlicht (van den Brink et al., 2018). So wurde z.B. bislang nicht experimentell untersucht, ob die Beschränkung der Anwendung von AR auf den Innenraum von Gebäuden eine effektive Möglichkeit der Risikominderung darstellt.

Eine wichtige RMM bei den meisten AR-Anwendungen ist die Suche, das Einsammeln und die fachgerechte Entsorgung von Kleinsäuger-Kadavern während der regelmäßigen Kontrollen der

Köderstellen (CRRU, 2015; UBA, 2018a). Dadurch soll vor allem die Sekundäreexposition für Beutegreifer und Aasfresser gemindert werden, für die z.B. belastete Rattenkadaver eine leicht erreichbare Nahrungsquelle darstellen könnten (Howald et al., 1999). Die Effektivität dieser Maßnahme sind jedoch schwierig zu bewerten, da bisher nur wenige Untersuchungen Anhaltspunkte geben, an welchen Orten Wanderratten nach Aufnahme von AR sterben und ob sie dort von Prädatoren gefunden und konsumiert werden können. Ebenfalls unklar ist, ob und wenn ja, wie stark sich Bewegungsmuster und Habitatnutzung von Individuen der Zielarten ändern, nachdem sie AR aufgenommen haben. Dies könnte sich auf die Auffindbarkeit der betreffenden Tiere für Prädatoren auswirken und somit auch auf deren Exposition. Für Wanderratten wurden dazu bisher noch keine systematischen Freilanduntersuchungen durchgeführt.

Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulantem Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen

Neben verschiedenen Nichtzielkleinsäugetieren besteht auch für einige Singvogelarten ein primäres Expositionsrisiko gegenüber AR, z.B., wenn sie sich bevorzugt in Bodennähe aufhalten, dort ihre Nahrung suchen und aufgrund ihrer geringen Körpergröße auch in Köderstationen eindringen können (Eason et al., 2002). Bei Singvögeln wurden hierzu jedoch noch keine systematischen Untersuchungen durchgeführt. Bisher liegen nur wenige Informationen von meist einzelnen Individuen vor (López-Perea & Mateo, 2018; Nakayama et al., 2019; Vyas, 2017).

Die Anwendung von AR in Europa ist nahezu ausschließlich auf den Schutz menschlicher und tierischer Gesundheit sowie den Materialschutz (Biozidbereich) beschränkt. Da sich die Anwendungsintensität dieser Mittel zwischen dicht besiedelten, urbanen Räumen, Gebieten mit intensiver Nutztierhaltung und dünn besiedelten, forstlich oder ackerbaulich geprägten Regionen unterscheiden dürfte, sollte auch die Expositionswahrscheinlichkeit für Nichtzielorganismen auf regionaler Ebene unterschiedlich ausfallen. Bei der Untersuchung von 331 Rotfüchsen (*Vulpes vulpes*) aus fünf deutschen Bundesländern wuchs sowohl mit steigender Großviehdichte als auch mit zunehmender urbaner Siedlungsfläche die Zahl der mit AR belasteten Individuen (Geduhn et al., 2015). Ein wichtiger Parameter für die Beurteilung von AR-Expositionsszenarien ist dabei neben der Siedlungsfläche auch die Bevölkerungsdichte (López-Perea et al., 2015). In Deutschland wurden entsprechende Daten bisher jedoch noch nicht mit dem Auftreten von AR-Rückständen in Rotfüchsen verglichen.

Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten

Von Anwendenden wird das Ausbringen von AR in geeigneten Köderstationen als eine der wichtigsten RMM zum Schutz von Nichtzielorganismen und Umwelt genannt (Buckle & Prescott, 2018). Ansatzpunkte für Optimierungsmöglichkeiten bieten vor allem die physischen Voraussetzungen und das Verhalten von Ziel- und Nichtzielarten (Pitt et al., 2011). Gängige Köderstationen gewähren prinzipiell allen Nichtzielorganismen Zugang zum Köder, die maximal so groß wie Wanderratten oder Hausmäuse sind (Buckle & Prescott, 2018) und verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, dass vor allem Vertreter der echten Mäuse (*Murinae*), Wühlmäuse (*Arvicolinae*) und Spitzmäuse (*Soricidae*) in handelsübliche Köderstationen eindringen und Köder konsumieren (Elmeros et al., 2019; Geduhn et al., 2014; Townsend et al., 1995). Die meisten Wühlmäuse und Spitzmäuse können z.B. schlecht klettern und springen und sind deutlich kleiner und leichter als Wanderratten (Niethammer & Krapp, 1982a). Möglicherweise kann man Vertreter dieser Arten bereits wirksam am Fraß in den Köderstationen hindern, wenn der Köder unerreichbar angebracht wird, z.B. „über Kopf“.

ZIELE

Im Rahmen dieses Projektes wurde die Wirkung ausgewählter Aspekte bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide (GfA) (UBA, 2018a) untersucht, um Effekte, Potentiale und Optimierungsansätze für bestehende RMM auf empirischer Grundlage einschätzen zu können und um die Umweltsicherheit bei der Anwendung zu verbessern:

1. Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide.
 - Kann die Beschränkung einer Rodentizidanwendung auf Innenbereiche von Gebäuden die Belastung von Nichtzielarten reduzieren?
 - Wo halten sich vergiftete und unvergiftete Wanderratten auf?
 - Wo sterben vergiftete Wanderratten?
2. Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulant Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen.
 - Aufklärung der Belastungssituation von Singvögeln während des Einsatzes von antikoagulant Rodentiziden gemäß der guten fachlichen Anwendung.
 - Aufklärung der Belastungssituation von Rotfüchsen in ländlichen und urbanen Regionen.
3. Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten.
 - Können Nichtzielarten in einer veränderten Köderstation von der Aufnahme eines antikoagulant Rodentizids ausgeschlossen werden?
 - Wie reagieren Wanderratten auf die alternative Köderausbringung?

METHODEN

Die Untersuchungen wurden im Münsterland (52°N, 8°E), im Norden des Bundeslandes Nordrhein-Westfalen durchgeführt.

Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide

Auf viehhaltenden Betrieben wurden im Oktober und November 2014 und 2015 Rattenbekämpfungen entsprechend der GfA durchgeführt (UBA, 2018a). Auf drei Höfen wurden je 20 Kunststoff-Köderstationen (Detia Garda GmbH) an Befallsstellen ausschließlich innerhalb von Gebäuden aufgestellt, z.B. in Scheunen, Schuppen, Lagerräumen und Ställen. Auf den anderen drei Höfen wurden je 10 Kunststoff-Köderstationen in und um Gebäude aufgestellt. Zusätzlich wurden je Hof 20 Ugglan-Lebendfallen in der Nähe der Köderstationen platziert, um Nichtzielkleinsäuger zu sammeln. Der erste Fangdurchgang startete drei Tage nach Beginn der Bekämpfungsphase, der zweite direkt am Ende der Bekämpfungsphase. Von den gefangenen Tieren wurden Lebergewebsproben entnommen und nach etablierter Methodik (Geduhn et al. 2014) auf AR-Rückstände analysiert.

Von Februar-Mai und Oktober-Dezember 2016 wurden Versuche auf landwirtschaftlichen Betrieben durchgeführt, um Bewegungsmuster und Sterbeorte von Wanderratten zu ermitteln, denen eine 2-fache LD₅₀ (letale Dosis 50%) Brodifacoum verabreicht wurde. Allen Versuchs- und Kontrolltieren (keine Gabe von Brodifacoum) wurden Telemetrie-Halsbandsender angelegt und die Aufenthaltsorte regelmäßig kontrolliert, um Bewegungsmuster, Habitatnutzung und Habitatstrukturen am Versterbeort zu bestimmen.

Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulanten Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen

In Beifängen eines von 2011-2013 durchgeführten Projektes (Jacob et. al., 2018) wurden neben Kleinsäugetieren auch Singvögel (*Passeri*) gesammelt. Von den gefangenen Tieren wurden Lebergewebsproben entnommen und nach etablierter Methodik (Geduhn et al., 2014) auf AR-Rückstände analysiert.

2014 und 2015 wurden von den Veterinärämtern in Karlsruhe, Ostwestfalen-Lippe und Braunschweig/Hannover Lebergewebsproben von Rotfüchsen gesammelt und für die Untersuchung auf Rodentizidrückstände zur Verfügung gestellt. Die Lebergewebsproben wurden ebenfalls nach etablierter Methodik (Geduhn et al., 2014) auf AR-Rückstände analysiert. Zusammen mit den Analyseergebnissen von Rotfuchs-Lebergewebsproben aus einem von 2011-2013 durchgeführten Projekt (Jacob et al., 2018) wurden Zusammenhänge zwischen der Bevölkerungsdichte und der Belastung von Rotfüchsen mit antikoagulantem Wirkstoffen untersucht.

Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten

Vertikale Köderstationen, in denen Köder „über Kopf“ angeboten wird, wurden in Labor- (Juli-August 2015), Gehege- (Mai-Juli 2017) und Freilandversuchen (Juni-Juli, September-Dezember 2017) darauf untersucht, ob Nichtzielarten dadurch von der Köderaufnahme ausgeschlossen werden können, während die Zielart Wanderratte weiterhin ausreichend Köder konsumiert. Dazu wurden jeweils Nichtzielarten und Zielarten mit Wildkameras beobachtet, um festzustellen, inwieweit sich die Tiere an und in den Boxen aufhalten und ob die angebotenen, giftfreien Köder gefressen werden.

ERGEBNISSE

Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide

Insgesamt wurden 319 Kleinsäuger aus 3 Familien und 9 Arten bzw. Artengruppen gefangen. Auf den Höfen, auf denen Köderstationen nur innerhalb von Gebäuden aufgestellt waren, wurden etwa genauso viele Kleinsäuger gefangen wie auf den Höfen, auf denen die Köderstationen in und um Gebäude aufgestellt waren. 315 Nichtzielkleinsäuger wurden auf Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe untersucht. Davon waren 181 (57,5%) unbelastet. 134 Individuen (42,5%) wiesen Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe auf. Der für die Rattenbekämpfungen eingesetzte Wirkstoff Brodifacoum trat dabei in 127 Individuen (40,3%) auf. Die Wirkstoffe Chlorphacinon (4,1%), Difenacoum (2,2%), Flocoumafen (1,3%) und Bromadiolon (0,6%) wurden dagegen nur bei wenigen Tieren gefunden. Difenacoum, Coumatetralyl und Warfarin wurden nicht nachgewiesen.

Bei der Köderanwendung in und um Gebäude waren 86 Nichtzielkleinsäuger (54,1%) mit Brodifacoum-Rückständen belastet. Bei der Köderanwendung nur innerhalb von Gebäuden traten mit 41 Individuen (26,3%) nur halb so viele Tiere mit Brodifacoum-Rückständen auf. In beiden Anwendungsvarianten waren Spitzmäuse gegenüber echten Mäusen und Wühlmäusen prozentual am häufigsten mit Brodifacoum-Rückständen belastet.

In den Lebergewebsproben der 127 mit Brodifacoum belasteten Nichtzielkleinsäuger wurden Konzentrationen zwischen 9-19.068 ng/g gemessen. Auf den Höfen mit Anwendung nur innerhalb von Gebäuden war die mittlere Brodifacoum-Konzentration bei belasteten Tieren (617 ± 656 ng/g, SD) um etwa die Hälfte niedriger als auf Höfen mit Köderanwendung in und um Gebäude (1.409 ± 1.135 ng/g, SD).

Bei den telemetrierten Wanderratten änderte sich die Bewegungsaktivität, (d.h. die zurückgelegte Minimaldistanz) der Kontrolltiere beider Geschlechter im Versuchszeitraum nicht. Bei den Versuchstieren nahm die Bewegungsaktivität dagegen bei beiden Geschlechtern vom ersten zum letzten Beobachtungstag um etwa die Hälfte ab. Bei den Männchen reduzierten sich die Minimaldistanzen von 111 m auf 49 m, bei den Weibchen von 69 m auf 35 m. Am letzten Beobachtungstag waren die Minimaldistanzen der Versuchstiere etwa zwei Drittel kleiner als bei den Kontrolltieren. Jedoch blieben in beiden Gruppen die Streifgebietsgrößen zwischen dem ersten und letzten Beobachtungstag ähnlich groß. Kontroll- und Versuchstiere wurden am häufigsten in geschlossenen Habitatstrukturen beobachtet. Nach der Rodentizidgabe verendeten 37 Versuchstiere (86%) für größere Fressfeinde unzugänglich, z.B. innerhalb von Gebäuden und in Erdbauen. Vier Individuen (9%) lagen versteckt in dichter Vegetation, vor allem in Brennesselfluren, wo sie für Greifvögel und Eulen nicht erreichbar waren. Zwei Individuen (5%) starben für Fressfeinde offen zugänglich auf Fahrwegen.

Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulantem Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen

Insgesamt wurden 222 Singvögel aus 13 Arten analysiert. In 157 Singvögeln (70,7%) wurden keine antikoagulant wirkenden Wirkstoffe im Lebergewebe nachgewiesen. 65 Individuen (29,3%) waren mit Rückständen belastet. Der für die Rattenbekämpfungen eingesetzte Wirkstoff Brodifacoum wurde in 60 Singvögeln (27%) gefunden. Bei den Arten mit mehr als 10 untersuchten Individuen trat er am häufigsten bei Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*) (46,2%) auf, gefolgt von Hekkenbraunelle (*Prunella modularis*) (38,5%), Kohlmeise (*Parus major*) (21%) und Buchfink (*Fringilla coelebs*) (12,5%). Die Wirkstoffe Difenacoum (2,7%), Difethialon (1,4%), Bromadiolon (0,5%), Warfarin (2,3%) und Coumatetralyl (0,5%) traten nur in wenigen Proben auf. Flocoumafen und Chlorphacinon wurden nicht nachgewiesen. Im Lebergewebe belasteter Singvögel wurden Brodifacoum-Konzentrationen zwischen 4-7.809 ng/g gemessen, im Mittel 454 ng/g (± 1.181 ng/g SD). Unter Einbeziehung aller 157 unbelasteten Singvögel und der 60 mit Brodifacoum belasteten Singvögel (N=217) lag die mittlere Brodifacoum-Konzentration bei 126 ng/g (± 653 ng/g, SD). Unter den am häufigsten gefangenen Singvogelarten traten bei belasteten Kohlmeisen mit 902 ng/g (± 1.855 ng/g, SD) im Mittel die höchsten Brodifacoum-Konzentrationen auf.

Zusammen mit den Daten aus einer früheren Studie (Jacob et al., 2018) wurden 589 Lebergewebsproben von Rotfüchsen ausgewertet. Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe wurden im Lebergewebe von 352 Rotfüchsen (59,8%) gefunden. 237 Individuen (40,2%) waren unbelastet. Brodifacoum und Bromadiolon traten am häufigsten auf. Sie wurden in 256 (43,5%) und 191 (32%) der Proben nachgewiesen. Es folgten die Wirkstoffe der 2. Generation, Difethialon (13,2%), Flocoumafen (12,7%) und Difenacoum (12,1%). Mit Coumatetralyl (9%), Warfarin (0,5%) und Chlorphacinon (0,2%) traten die Wirkstoffe der 1. Generation selten auf. Das Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei Rotfüchsen unterschied sich nicht zwischen dünn und stark besiedelten Regionen. Auch bezüglich der Konzentration der Brodifacoum-Rückstände bestand kein Zusammenhang mit der Bevölkerungsdichte.

Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten

In den Laborversuchen mit vertikalen Köderstationen fraßen vier Wanderratten (50%) und zwei Waldmäuse (*Apodemus sylvaticus*) (25%) vom Köder auf 250 mm Höhe sowie sechs Wanderratten (75%) aber keine Waldmaus vom Köder auf 280 mm Höhe. Es traten keine Unterschiede zwischen den Geschlechtern auf. Keine der acht Hausmäuse fraß am Köder. In den Geheversuchen wurden Wanderratten am häufigsten an den Köderstationen beobachtet. Zwei von vier Wanderratten (50%) fraßen am Köder auf 200 mm Höhe und drei von fünf (60%) am Köder

auf 280 mm Höhe, jedoch jeweils nur kurz. Waldmäuse waren etwa halb so oft wie Wanderratten an den Köderstationen aktiv, gingen dann aber auch fast immer in die Boxen. Dort fraß eins der acht Versuchstiere gelegentlich am Köder auf 280 mm Höhe. Von den Feldmäusen (*Microtus arvalis*) wurden nur sechs Versuchstiere (75%) an und in den Köderstationen beobachtet wobei keines der Tiere den Köder auf 280 mm Höhe erreichte. Im Freiland wurden an den vertikalen Köderstationen insgesamt 35 Taxa beobachtet. 23 Taxa wurden in den Köderstationen nachgewiesen von denen vier an den Ködern fraßen: Wanderratten, *Apodemus* spp., Rötelmäuse (*Clethrionomys glareolus*) sowie Nacktschnecken (*Pulmonata*). Wanderratten wurden am häufigsten an den vertikalen Köderstationen beobachtet. Die Tiere gingen jedoch nur in Einzelfällen in die Köderstationen und fraßen selten an den Ködern. *Apodemus* spp. hielten sich am längsten in den Köderstationen auf und wurden auch am häufigsten beim Köderfraß beobachtet. Rötelmäuse wurden sowohl an als auch in den Köderstationen etwa halb so oft beobachtet wie Waldmäuse. Sie erreichten nur in Einzelfällen niedrig hängende Köder auf 150 und 200 mm Höhe. Hausspitzmäuse (*Crocidura russula*) traten am seltensten an und in den Köderstationen auf. Sie erreichten die Köder nicht.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide

In diesem Vorhaben konnte erstmals die Wirksamkeit einer potentiellen RMM zur Reduktion der Expositionswahrscheinlichkeit von Nichtzielkleinsäugetern gegenüber antikoagulantem Rodentiziden demonstriert werden. Auf viehhaltenden Betrieben, auf denen Fraßköder ausschließlich innerhalb von Gebäuden angewendet wurden, waren nur etwa halb so viele Nichtzielkleinsäuger (26,3%) mit dem eingesetzten Wirkstoff Brodifacoum belastet als auf den Betrieben, auf denen die Köderanwendung in und um Gebäude erfolgte (54,1%). Die Wirkstoff-Konzentrationen im Lebergewebe betroffener Individuen (617 ng/g) waren bei der Anwendung nur innerhalb von Gebäuden um etwa drei Viertel niedriger als bei der Anwendung in und um Gebäude (2.178 ng/g). Der Vergleich der Beköderungsstrategien in sowie in und um Gebäude verdeutlicht nicht nur die möglichen Auswirkungen unterschiedlicher Köderanwendungen auf Rodentizidrückstände in Nichtzielarten, sie unterstreichen auch die Wichtigkeit, Fraßköder am Ende einer Schadnagerbekämpfung komplett von den Anwendungsorten zu entfernen. Die Anwendungsbeschränkung antikoagulanter Rodentizide auf den Innenbereich von Gebäuden kann die Exposition für Nichtzielkleinsäuger deutlich senken, jedoch nicht ausschließen.

Bei den telemetrierten Wanderratten nahm die Bewegungsaktivität der Versuchstiere (Minimaldistanz zwischen Beobachtungspunkten) über den Versuchszeitraum um etwa die Hälfte ab. Keine der vergifteten Ratten hatte ihr ursprüngliches Streifgebiet verlassen, was dafür spricht, dass Vergiftungssymptome nicht zur Vertreibung exponierter Ratten durch Artgenossen führen oder eine aktive Abwanderung erfolgt. Insofern dürfte der Eintrag von AR in die Umwelt über vergiftete Ratten ein räumlich ähnlich begrenztes Phänomen sein wie bei Nichtzielkleinsäugetern, bei denen AR Rückstände v.a. dann gefunden werden, wenn sie in der Nähe der Köderstationen gefangen wurden (Elmeros et al., 2019; Geduhn et al., 2014). Sowohl Kontroll- als auch Versuchstiere wurden überwiegend in geschlossenen Habitatstrukturen, z.B. innerhalb von Gebäuden, in abgedeckten Fahrsilos oder Holz- und Steinhäufen angetroffen. Diese Bereiche waren für Beutegreifer nicht oder nur eingeschränkt zugänglich. Abnehmende Bewegungsaktivität (Minimaldistanzen) sowie die Bevorzugung geschlossener und geschützter Habitatstrukturen verringert möglicherweise die Erreichbarkeit belasteter Wanderratten für eine Reihe von Beutegreifern und Aasfressern. In dieser typischen Bekämpfungssituation im Hofumfeld war nur ein geringer Anteil der Wanderrattenkadaver für Räuber frei zugänglich war, ist die Kadaversuche sowie das Einsammeln und die fachgerechte Entsorgung durch Anwendende als Bestandteil von

RMM essentiell, um das Risiko einer Sekundärvergiftung für Räuber und Aasfresser zu minimieren. Die Zugänglichkeit der Kadaver kann in anderen Bekämpfungssituationen (z.B. im urbanen Raum) variieren.

Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulanten Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen

In dieser Studie wurden zum ersten Mal systematisch AR Rückstände in Singvögeln bei der fachgerechten Rattenbekämpfung mit einem Brodifacoum-Köder dokumentiert. Die Untersuchung zeigte, dass fast 30% der Singvögel aus dem direkten Umfeld der Anwendung eines Brodifacoum-Köders Rückstände aufweisen. Bei sechs Arten kamen Rückstände vor, während sich in sieben Arten keine AR Rückstände fanden. Hohe Brodifacoum-Konzentrationen traten vor allem bei den am häufigsten gefangenen Arten Kohlmeise und Rotkehlchen auf. Die Gründe für die z.T. erheblichen Unterschiede in den Brodifacoum-Leberkonzentrationen bleiben unklar, könnten aber in den unterschiedlichen Probenzahlen begründet sein. Wenn viele Proben vorliegen, dürfte auch die Wahrscheinlichkeit für das Auffinden hoher Maximalwerte steigen. Da aber die mittlere Konzentration der Brodifacoum-Rückstände in belasteten Kohlmeisen dreimal höher als bei Rotkehlchen war, könnte auch das Verhalten bei der Futtersuche eine Rolle spielen. Es ist auch denkbar, dass nicht alle Vogelarten den Köder direkt konsumierten (primäre Exposition), sondern sich von wirbellosen Tieren ernährten, die vorher Köder gefressen hatten (sekundäre Exposition), was ebenfalls zu Unterschieden in den Rückstandskonzentrationen führen dürfte.

In den Lebergewebsproben von Rotfüchsen fanden sich Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe in ca. 60% der untersuchten 589 Tiere. Die häufigsten Wirkstoffe waren Brodifacoum und Bromadiolon, die in 43,5% bzw. 32% der Proben nachgewiesen wurden. Damit kamen die am häufigsten verwendeten AR Wirkstoffe Brodifacoum und Bromadiolon auch am häufigsten vor und das Vorkommen von AR Rückständen lag in diesen Rotfüchsen in einem Bereich, der auch in anderen Studien gefunden wurde (Berny et al., 1997; Sage et al., 2008). Wenig ist darüber bekannt, welche Habitate die Exposition von Rotfüchsen und anderen Prädatoren gegenüber AR begünstigen. Die Exposition und Rückstandskonzentration von AR in Karakals (*Caracal caracal*) (Serieys et al., 2019) und Rotfüchsen (Geduhn et al., 2015) steht mit der Landnutzung im Zusammenhang. Das konnte in dieser Studie durch die Analyse des Effekts der Einwohnerdichte auf Rückstände nicht nachvollzogen werden, so dass hier andere Faktoren ausschlaggebend sein müssen. Entweder sind Rotfüchse unabhängig von der Bevölkerungsdichte ähnlich stark exponiert, weil z.B. im stark besiedelten urbanen Bereich und im dünn besiedelten ländlichen Bereich AR in ähnlicher Weise und Intensität angewendet werden. Es ist auch möglich, dass die Verfügbarkeit von nicht oder wenig kontaminierten Nahrungsquellen die Expositionswahrscheinlichkeit für Rotfüchse ausgleicht oder die Großviehdichten und der Anteil der Siedlungsfläche (Geduhn et al., 2015) im Wesentlichen alleine ausschlaggebend sind.

Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten

Vertikale Köderstationen dürften positive Effekte auf die Reduktion der Expositionswahrscheinlichkeit vieler Nichtzielarten haben. In den Freilandversuchen wurden insgesamt 35 Taxa an und 23 Taxa in den Köderstationen beobachtet, aber nur 4 Taxa fraßen an den Ködern. Neben Wanderratten, *Apodemus* spp. und Rötelmäusen waren das ausschließlich Nacktschnecken. Trotz der positiven Effekte, die vertikale Köderstationen auf die Senkung der Expositionswahrscheinlichkeit verschiedener Nichtzielarten gegenüber antikoagulantem Rodentiziden haben können (Erickson et al., 1990; Phillips et al., 2007; Zewe et al., 2014), ist die Köderannahme durch die Zielart Wanderratte bei der hier verwendeten Bauweise unzureichend. Deshalb ist diese Bauform nicht zur Rattenbekämpfung geeignet. Im Hinblick auf das generelle Potential von Köder-

stationen für den Ausschluss verschiedener Nichtzielarten von der Köderaufnahme, ist die weitere Entwicklung und Optimierung zielartspezifischer Köderstationen von zentraler Bedeutung. Insbesondere bei der notwendig bleibenden Bekämpfung von Wanderratten in und um Gebäude ist es wünschenswert, die Exposition für Nichtzielarten gegenüber antikoagulantem Wirkstoffen weiter zu senken. Dabei müssen jedoch auch die Ansprüche und Erfordernisse an ein effektives Schädnermanagement berücksichtigt werden.

Summary

The management of Norway rats (*Rattus norvegicus*), roof rats (*R. rattus*) and house mice (*Mus musculus*) is mainly based on bait that contains anticoagulant rodenticides (AR) that belong to the chemical groups of coumarines and indandiones (Buckle & Eason, 2015; Jacob & Buckle, 2018). The application of AR is usually rated successful in reducing pest rodents and deemed cost effective by users (Endepols, Klemann et al. 2003, Endepols and Klemann 2004, Buckle and Eason 2015). The delayed action of AR is an advantage compared to acute compounds because rodents cannot associate symptoms with bait uptake, which minimizes learnt bait avoidance. Some are persistent (Fisher et al., 2003), bio-accumulative (Vein et al., 2013) and toxic (Eason et al., 2002). Persistence and bio-accumulation lead to unwanted transfer of AR compounds in the environment and pose a risk to wildlife. AR residues have been found in a number of non-target species (Nakayama et al., 2019; Regnery et al., 2019; Booth et al., 2001; Booth et al., 2003; Masuda et al., 2015). However, the consequences of AR-exposure for individuals let alone at the population level have very rarely been considered (Brakes & Smith, 2005; López-Perea & Mateo, 2018; Shore & Coeurdassier, 2018).

Because of their properties and associated risk to environment and health AR are highly regulated in most developed countries (Eisenmann et al., 2018). In the European Union (EU) the use of AR is mostly restricted to the biocide sector to protect human and animal health as well as infrastructure (Jacob & Buckle, 2018). EU-Regulation No. 528/2012 (EU, 2012) governs the registration, trade and use of AR. Due to the lack of suitable alternatives to AR temporary registration can be granted as far as non-admission leads to unreasonable consequences for society. In case of admission, risk mitigation measures (RMM) are imposed that reduce associated environmental risk to a minimum. RMM are regulated nationally and are a mandatory requirement for the use of AR products (CRRU, 2015; UBA, 2018a). RMM include restricted user groups, use of products in and around buildings, verification of infestation before product application and use of suitable bait stations. In addition, carcasses of poisoned rodents have to be searched for, removed and disposed of and left over bait has to be removed at the end of a baiting campaign and properly disposed of (Buckle & Prescott, 2018; CRRU, 2015; UBA, 2018a).

Efficacy of RMM

The effectiveness of RMM for the protection of non-target species is rarely considered in scientific studies (Buckle & Prescott, 2018; Koivisto et al., 2016). There is no published information based on empiric data available that can be used to assess, optimize or develop RMM (van den Brink et al., 2018). For example, it is not experimentally validated if the restriction of the application of AR products to indoors only is an effective method to limit secondary exposure of non-targets.

Another important RMM is the removal of rats that succumbed to the AR bait and safe disposal of their carcasses during regular inspection of bait stations (CRRU, 2015; UBA, 2018a). This is intended to minimize secondary exposure of animals that consume dead rats that may be easily available during and after baiting campaigns (Howald et al., 1999). The effectiveness of this RMM is difficult to assess because little is known about the locations where poisoned rats die and this determines how easily they can be found and consumed by carrion feeders. It is also unclear whether spatial behavior and habitat use of poisoned rats changes. This could additionally affect access and finally AR exposure of carrion feeders. In fact, there is no published empirical field work for Norway rats in this regard.

Exposure of non-target species to AR in rural and urban habitats

Small birds could be similarly exposed to AR as non-target small mammals because they feed at ground level in the farm environment where they may enter bait stations (Eason et al., 2002).

However, there are no systematic studies on primary bird exposure available and the current knowledge is limited to anecdotal information from a few individual birds (López-Perea & Mateo, 2018; Nakayama et al., 2019; Vyas, 2017).

AR use in Europe is largely restricted to the biocide sector. The possible difference in the intensity of AR use among densely populated urban landscapes, intensive livestock farming and sparsely populated rural landscapes could be reflected in AR exposure of non-target species. In red foxes (*Vulpes vulpes*) from five German States there was a positive correlation of AR exposure with livestock density and urbanity (Geduhn et al., 2015). Another indicator of exposure could be human population density (López-Perea et al., 2015) but nothing is known about this relationship in Germany.

Improvement of bait stations to minimize primary exposure of non-target species

Pest Control Operators and other AR users state that the application of AR bait in bait stations is one of the most important RMM to protect non-target species and the environment (Buckle & Prescott, 2018). Potential to further optimize bait stations bear the physical characteristics of non-target species and their behavior (Pitt et al., 2011). Common bait station designs allow entry for several non-target species as long as they can fit through the bait station entry (Buckle & Prescott, 2018). Studies have shown that especially *Murinae*, *Arvicolinae* and *Soricidae* consume bait from commercially available bait stations (Elmeros et al., 2019; Geduhn et al., 2014; Townsend et al., 1995). Most voles and shrews are smaller than Norway rats and access bait stations but they are poor climbers and cannot jump well (Niethammer & Krapp, 1982a). Placement of bait in a way that Norway rats can reach it but smaller species or poor climbers/jumpers cannot (e.g. overhead placement) may be a strategy to minimize bait uptake by non-targets (Erickson et al., 1990; Phillips et al., 2007; Zewe et al., 2014).

AIMS

In this project, several aspects of AR bait application according to best practice guidelines were studied (GfA) (UBA, 2018a) to identify effects on non-target exposure and to provide empirical data that can be used to optimize RMM in order to increase the environmental safety of AR products:

1. Efficacy of RMM under best practice application of AR.
 - Does AR use indoors only *versus* in and around buildings reduce AR residues in non-target species?
 - Does spatial behavior of rats change when dosed with AR?
 - Where do poisoned rats die?
2. Exposure of non-target species to AR in rural and urban landscapes.
 - AR exposure in passerine songbirds under best practice application of AR.
 - AR exposure in red foxes in rural and urban landscapes.
3. Improvement of bait stations to minimize primary exposure of non-target species.
 - Can non-target species be excluded from anticoagulant rodenticide uptake by using optimised bait stations?
 - Do Norway rats consume bait offered in such bait stations?

METHODS

Fieldwork was conducted in the Münsterland region (52°N, 8°E) of Germany, in the north of the German Federal State North Rhine-Westphalia.

Efficacy of RMM under best practice application of AR

Rat baiting was conducted in livestock farms in October and November 2014 and 2015 according to best practice guidelines (UBA, 2018a). In three farms 20 plastic bait stations (Detia Garda GmbH) were placed close to signs of infestation indoors only (barns, sheds, storage rooms, stables etc.). In three other farms 10 bait stations were placed indoors and 10 bait stations were placed in and around buildings. In each farm, 20 Ugglan livetraps were used to collect non-target small mammals. Trapping session 1 started three days after commencement of baiting and session 2 after completion of baiting. Liver tissue samples were collected from selected individuals and screened for AR residues using methods described previously (Geduhn et al., 2014).

From February-May and October-December 2016, trials were run in livestock farms to assess spatial behavior of poisoned rats and to identify locations where rats die. Rats received a two-fold LD₅₀ (lethal dose 50%) brodifacoum. All dosed rats and experimental control rats (no brodifacoum dose) were tracked by radio-telemetry and locations used to determine movement activity and habitat use.

Exposure of non-target species to AR in rural and urban landscapes

Bird samples originated from by-catch of a study conducted 2011-2013 (Jacob et al., 2018). Liver tissue samples of birds were screened for AR residues using methods described previously (Geduhn et al., 2014).

Liver tissue samples of red foxes were supplied in 2014 und 2015 by veterinary authorities in Karlsruhe, Ostwestfalen-Lippe und Braunschweig/Hannover and screened for AR residues using methods described previously (Geduhn et al., 2014). Combined with results from an earlier study (Jacob et al., 2018) data were analyzed for correlation of AR residues and human population density.

Improvement of bait stations to minimize primary exposure of non-target species

Vertical bait stations where bait is provided overhead were tested in laboratory trials (July-August 2015), enclosure trials (May-July 2017) and field trials (June-July, September-December 2017) to assess use by target and non-target species. Individual behavior was monitored with wildlife cameras and it was recorded what proportion of time was spent around boxes, in boxes and feeding on bait.

RESULTS

Efficacy of RMM under best practice application of AR

Trapping resulted in samples from 319 small mammals of three families and 9 species/taxa. Samples size was similar for farms where baiting was done indoor only and farms where baiting was conducted in and around buildings. Screening of 315 liver tissue samples showed that 181 (57.5%) did not contain AR and 134 (42.5%) did contain AR. Brodifacoum was present in 127 animals (40.3%). Chlorophacinone (4.1%), difenacoum (2.2%), flocoumafen (1.3%) and bromadiolone (0.6%) were rarely found. Difenacoum, coumatetralyl and warfarin were not detected.

When bait was used in and around buildings, 86 non-target small mammals (54.1%) carried brodifacoum residues. When bait was used indoors only, about half as many animals (41, 26.3%) carried brodifacoum residues. In both application methods, more shrews than mice or voles carried residues.

In liver tissue samples of 127 animals where brodifacoum was present, concentrations were 9 - 19,068 ng/g. In farms with indoor only application the mean brodifacoum concentration in animals with residues (617 ± 656 ng/g, SD) was about the half than in farms with bait application in and around buildings ($1,409 \pm 1,135$ ng/g, SD).

Experimental control rats (no brodifacoum dose) of both sexes did not change their spatial activity (minimum distance moved) during the course of the telemetry study. In contrast, experimental rats (2 x LD₅₀ brodifacoum dose) reduced the minimum distance moved by about 50% from the first to the last day of the telemetry observation period. This was the case in males (111 m to 49 m) and females (69 m to 35 m). On the last day of the observation period, the minimum distance moved was ca. two thirds shorter in experimental rats *versus* experimental control rats. However, home range size did not change. Experimental rats and experimental control rats preferred well-covered habitat structures. Most experimental rats (37, 86%) were found dead in buildings or burrows and therefore, inaccessible to large terrestrial and avian predators. Four rats (9%) died in dense vegetation inaccessible to avian predators and two (5%) were found in open habitat (farm road).

Exposure of non-target species to AR in rural and urban landscapes

Liver tissue samples from 222 songbirds of 13 species were analyzed. In 157 (70.7%) no AR were found. In 65 individuals (29.3%) AR were present. Brodifacoum was detected in 60 birds (27%). In species where sample size exceeded 10, brodifacoum was most prevalent in robins (*Erithacus rubecula*) (46.2%), dunnocks (*Prunella modularis*) (38.5%), great tits (*Parus major*) (21.0%) and chaffinches (*Fringilla coelebs*) (12.5%). Difenacoum (2.7%), difethialone (1.4%), bromadiolone (0.5%), warfarin (2.3%) and coumatetralyl (0.5%) were rarely found. Flocoumafen und chlorphacinone were not detected. In liver tissue of birds that carried brodifacoum, concentrations ranged from 4-7,809 ng/g (454 ± 1,181 ng/g, SD). Including 157 samples without and 60 samples with brodifacoum (N=217), the mean brodifacoum concentration was 126 ng/g (±653 ng/g, SD). The highest mean brodifacoum concentration was present in great tits (902 ± 1,855 ng/g, SD).

Combining recent red fox liver tissue samples and previously analyzed samples (Jacob et al., 2018) yielded 589 samples. AR residues were present in 352 red foxes (59.8%). In 237 animals (40.2%) no AR was detected. Brodifacoum and bromadiolone were most prevalent and were found in 256 and 191 red foxes (43.5% and 32%), respectively. Other AR present were difethialone (13.2%), flocoumafen (12.7%) and difenacoum (12.1%). Coumatetralyl (9.0%), warfarin (0.5%) and chlorphacinone (0.2%) were rarely found. There was no correlation between the occurrence or the concentration of brodifacoum residues in red fox liver tissue and human population density.

Improvement of bait stations to minimize primary exposure of non-target species

Four Norway rats (50%) and two wood mice (*Apodemus sylvaticus*) (25%) consumed bait in laboratory trials with bait in vertical bait stations at 250 mm height. There was no difference between sexes in both species. None of the eight house mice ate bait. In enclosure trials, Norway rats were observed most often in bait stations. Two of four Norway rats (75%) gnawed on bait fixed at 200 mm height and three of five (60%) gnawed on bait at 280 mm height but always only briefly. There was 50% less wood mouse activity at bait stations compared to rats but wood mice entered bait stations almost always. One of eight wood mice occasionally consumed bait fixed at 280 mm height. Only six common voles (*Microtus arvalis*) were (75%) observed at and in bait stations but none ate bait at 280 mm height. During the field trial, 35 taxa were recorded at bait stations, 23 entered the bait stations and four consumed bait: Norway rats, *Apodemus* spp., bank voles (*Clethrionomys glareolus*) and slugs (*Pulmonata*). Norway rats were observed at bait stations more often than other taxa but only rarely entered bait stations and consumed bait. *Apodemus* spp. spent most time in bait stations and ate bait more often than other species. Bank voles were at and in bait stations about half as frequently as wood mice and reached only

very occasionally bait at 150 and 200 mm height. Greater white-toothed shrews (*Crocidura russula*) were observed least frequently of all taxa at and in bait stations and never consumed bait.

CONCLUSIONS

Efficacy of RMM under best practice application of AR

This study demonstrated the efficacy of an RMM that is intended to reduce exposure of non-target small mammals to AR. About half as many small mammals carried brodifacoum residues when bait was applied indoors only (26.3%) compared to bait application in and around buildings (54.1%) on livestock farms following best practice regulations. Brodifacoum residue concentrations were about three quarters lower when bait was applied indoors only (617 ± 656 ng/g, SD) compared to bait application in and around buildings ($1,409 \pm 1,135$ ng/g, SD). These findings demonstrate effects of baiting strategies and emphasize the importance of complete removal of remnant bait at the end of baiting campaigns. The restriction of bait application to indoors can lower but not eliminate brodifacoum exposure of non-target small mammals.

Poisoned rats reduced spatial activity as reflected by minimum distances moved decreasing by about half during the course of observation. None of the poisoned rats left its original home range indicating that symptoms of poisoning did not result in other rats driving AR exposed rats away or poisoned rats leaving territories actively. It is therefore, likely that the transfer of AR via target rodents through the food chain is a largely local phenomenon as it is the case in non-target rodents where AR residues are prevalent only in animals caught close to bait stations (Elmeros et al., 2019; Geduhn et al., 2014).

Norway rats preferred well protected habitat structures such as buildings, silos, piles of stones etc. independent of AR exposure status. In these habitats rats are largely safe from predators. Decreasing movements of brodifacoum poisoned rats and the preference for well covered habitat may minimize the probability of predators and scavengers to consume poisoned rats. Even though only a small proportion of poisoned rats died easily accessible for terrestrial and avian predators. The requirement to search for and safely dispose of dead rats present during baiting campaigns seems highly appropriate to minimize secondary exposure for predators and scavengers.

Exposure of non-target species to AR in rural and urban landscapes

In this study, the AR exposure status of passerine songbirds during rat baiting campaigns conducted according to best practice regulations was evaluated for the first time. Almost 30% of birds caught on farms and six of 13 species carried brodifacoum residues. High residue concentrations were present in species that were caught frequently (great tits, robins). It is unclear why residues occurred more often in some species but this may be due to varying sample size per species. The more samples are available the higher is the probability to find high concentrations. Given that the mean brodifacoum concentration was three times higher in great tits than in robins, it may well be that bird feeding behavior matters for exposure. In addition, it is also possible that not all bird species consumed bait directly (primary exposure) but may have fed on invertebrates that have eaten bait (secondary exposure), which should result in different exposure levels.

In about 60% of 589 red foxes AR residues were detected. Brodifacoum (43.5%) and bromadiolone (32%) were detected most often in liver tissue. This is not surprising because these compounds are used most frequently in Germany and this result confirms other findings (Berny et al., 1997; Sage et al., 2008). Little is known about what habitat features are related to AR exposure in red foxes. AR exposure and residue concentrations in caracals (*Caracal caracal*) (Serieys et al., 2019) and red foxes (Geduhn et al., 2015) are correlated to land use. In this study however, was no indication found that human population size matters. Red foxes could be similarly exposed to AR independent of human population size because AR are similarly intensely used in

urban and rural situations. It is also possible that the availability of prey items that do not contain AR residues alleviates exposure or that livestock density and the proportion of residential area (Geduhn et al., 2015) are the main drivers.

Improvement of bait stations to minimize primary exposure of non-target species

Vertical bait stations that provide AR bait overhead could minimize bait uptake in a number of non-target taxa. In field trials, 35 taxa approached bait stations, 23 entered them but only four species inclusive the target species consumed bait. However, not only non-target species seemed to reduce bait uptake but also the target species Norway rat. Bait uptake by the latter only occurred occasionally to a degree that is insufficient for rodent control. As a consequence, offering bait overhead at the heights tested in this study is not suitable. It is necessary to further explore bait station designs that limit bait uptake by non-target species. Developing and optimizing target species-specific bait application is central for necessary bait application for rat control in and around buildings that effectively minimizes risk to the environment in general and non-target species specifically. This needs to be balanced with the requirement of efficient and complete eradication of pest rodent infestations.

1 Einleitung

Wanderratten, Hausratten und Hausmäuse leben oft in enger Nachbarschaft zum Menschen (Niethammer & Krapp, 1978). Durch Fraß und Verunreinigung von Lebens- und Futtermitteln sowie durch die Schädigung von Bausubstanz und weiterer Infrastruktur können sie wirtschaftlich bedeutsame Schäden verursachen (Buckle & Smith, 2015; Tobin & Fall, 2004; Van Den Brink et al., 2018). Durch den engen Kontakt zu Menschen und Nutztieren erwachsen auch gesundheitliche Risiken, da die Nager verschiedene Infektionskrankheiten und Parasiten auf Menschen und Nutztiere übertragen können (Battersby, 2015; Meerburg et al. 2009).

Die Bekämpfung von Ratten und Hausmäusen erfolgt überwiegend mit Fraßködern, die blutgerinnungshemmende Wirkstoffe aus der Gruppe der Coumarine und Indandione enthalten (Buckle & Eason, 2015; Jacob & Buckle, 2018). Im Organismus hemmen diese Wirkstoffe einen Protein-Komplex (Vitamin K-Epoxid-Reduktase Komplex, VKORC), der im Vitamin K-Zyklus für die Bildung verschiedener Blutgerinnungsfaktoren wichtig ist (Oldenburg et al., 2008). Bei ausreichender Dosierung treten Blutungen auf, die nach mehreren Tagen, wenn die körpereigenen Vitamin-K-Speicher erschöpft sind, zum Tod führen (Thijssen, 1995). Diese verzögerte Wirkung der antikoagulant Rodentizide (AR) ist ein entscheidender Vorteil gegenüber schnell wirkenden Akutgiften wie Strychnin, Natriumfluoracetat (Compound 1080) und Zinkphosphid. Ratten und Hausmäuse entwickeln gegenüber AR in der Regel keine Köderscheu, wodurch auch etablierte, große Populationen schnell und effektiv bekämpft werden können. Ein weiterer Vorteil von AR ist, dass bei unbeabsichtigter Aufnahme durch Menschen, Haus- und Nutztiere Vitamin K als Gegenmittel verabreicht werden kann (Buckle & Eason, 2015).

Bei antikoagulant Rodentiziden werden zwei Wirkstoffgenerationen unterschieden. Die Entwicklung der 1. Generation (*First Generation Anticoagulant Rodenticides*, FGAR) begann in den 1940er Jahren mit der Isolation verschiedener Coumarine aus verdorbenem Süßklee (*Hedysarum* spp.), der bei Hausrindern (*Bos taurus*) zu Gewebeblutungen führte (Link, 1944). Aufgrund der einfachen Anwendung und der hervorragenden Bekämpfungserfolge gegenüber herkömmlichen Akutgiften fand der Einsatz von AR sehr schnell weite Verbreitung und entwickelte sich zur Standardmethode in der Nagetierbekämpfung (Buckle & Smith, 2015; Van Den Brink et al., 2018). Bereits in den 1950er Jahren traten jedoch in verschiedenen Populationen Resistenzen gegen die eingesetzten Wirkstoffe auf (Boyle, 1960; Dodsworth, 1961), die genetisch bedingt sind (Pelz et al., 2005; Rost et al., 2004) und heute weltweit auftreten (Pelz & Prescott, 2015). Um diese Resistenzen zu brechen, wurden die Wirkstoffe der 2. Generation entwickelt (*Second Generation Anticoagulant Rodenticides*, SGAR) und in den 1970er und 1980er Jahren auf den Markt gebracht. SGAR sind giftiger (Eason et al., 2002) und sie verbleiben länger im Körpergewebe als FGAR (Fisher et al., 2003). Dadurch reicht bei den meisten SGAR schon die einmalige Aufnahme einer geringen Menge aus, um die letale Dosis zu verabreichen.

AR wirken nicht nur bei Ratten und Hausmäusen, sondern generell bei allen Wirbeltieren, wobei sich die Empfindlichkeit gegenüber den Wirkstoffen zwischen den Arten stark unterscheidet (Berny, 2007; Erickson & Urban, 2004; Rattner & Mastrota, 2018). Insofern können auch Nicht-zielorganismen vergiftet werden, wenn sie mit AR in Kontakt kommen. Die Exposition kann dabei direkt, z.B. durch den Fraß am Köder erfolgen (Primärexposition) oder indirekt durch die Aufnahme belasteter Beute (Sekundär- und Tertiärexposition), wodurch vor allem für Beutegreifer und Aasfresser Risiken erwachsen (López-Perea & Mateo, 2018). Insbesondere die Wirkstoffe der 2. Generation, die aufgrund ihrer schnellen Wirksamkeit bei geringer Dosierung und aufgrund der geringeren Resistenzprobleme weltweit bevorzugt eingesetzt werden (Buckle & Eason, 2015; Jacob & Buckle, 2018), sind persistent (Fisher et al., 2003), bio-akkumulierend (Vein et al., 2013) und toxisch (Eason et al., 2002). Persistenz und Bioakkumulation tragen zum

Transfer dieser Stoffe in den Naturhaushalt bei und bergen somit Risiken für Wildtiere (López-Perea & Mateo, 2018; Shore & Coeurdassier, 2018).

Rückstände von AR wurden bisher bei einer Reihe von Nichtziel-Wirbeltieren, z.B. in verschiedenen Kleinsäugetern (Elliott et al., 2014; Elmeros et al., 2019; Geduhn et al., 2014), Huftieren (Murphy et al., 1998; Stone et al., 1999), Raubsäugetern (Berny et al., 1997; Elmeros et al., 2011; Sánchez-Barbudo et al., 2012), Eulen und Raubvögeln (Christensen et al., 2012; Sánchez-Barbudo et al., 2012; Stone et al., 2003), weiteren Vogelgruppen (Eason et al., 2002; Sánchez-Barbudo et al., 2012; Vyas et al., 2013), Reptilien (Pitt et al., 2015; Rueda et al., 2016; Sánchez-Barbudo et al., 2012) und Fischen (Kotthoff et al., 2018; Masuda et al., 2015; Regnery et al., 2018) nachgewiesen. Aber auch Wirbellose, z.B. Regenwürmer (*Lumbricidae*) (Booth et al., 2003; Liu et al., 2015), Schnecken (Alomar et al., 2018; Booth et al., 2003; Primus et al., 2006), Muscheln (Masuda et al., 2015), Krabben (Masuda et al., 2015; Pain et al., 2000) und Insekten (Booth et al., 2001; Elliott et al., 2014; Howald, 1997) können AR aufnehmen und so eine Quelle für die sekundäre Exposition von Fressfeinden darstellen. Darüber hinaus wurden AR auch in Sedimenten gefunden (Kotthoff et al., 2019; Pitt et al., 2015; Regnery et al., 2018).

Aufgrund ihrer Eigenschaften und der damit verbundenen Umwelt- und Gesundheitsrisiken unterliegen AR in den meisten Industriestaaten gesetzlichen Regelungen (Eisenmann et al., 2018). In der EU ist der Einsatz von AR fast vollständig auf den Biozidbereich beschränkt, also für die Verwendung zum Schutz von Menschen, Nutztieren sowie wichtiger Infrastruktur (Jacob & Buckle, 2018). Bis auf die formale Möglichkeit befristeter nationaler Notfallzulassungen nach Artikel 53 der EU-Verordnung Nr. 1107/2009 sind im Bereich des Pflanzenschutzes Produkte mit zwei AR-Wirkstoffen in vier Mitgliedsstaaten zugelassen (Bromadiolon: Frankreich, Niederlande und Rumänien; Difenacoum: Portugal) (EU, 2019). Diese sollen jedoch zeitnah substituiert werden (Regnery et al., 2018).

Im Biozidbereich unterliegen AR einer Zulassungspflicht nach Biozid-Verordnung (EU) Nr. 528/2012 (EU, 2012). Zur Verwendung in Biozidprodukten sind in der EU zurzeit acht antikoagulante Wirkstoffe genehmigt. Dabei handelt es sich mit Warfarin, Chlorphacinon und Coumatetralyl um drei Wirkstoffe der 1. Generation und mit Bromadiolon, Difenacoum, Brodifacoum, Flocoumafen und Difethialon um fünf Wirkstoffe der 2. Generation (ECHA, 2019). In Deutschland sind diese Wirkstoffe aktuell in einer Vielzahl von FGAR- und SGAR-Produkten zur Bekämpfung von Schädigern im Biozidbereich verfügbar (BAuA, 2019).

Jedes Zulassungsverfahren für einen bioziden Wirkstoff bzw. für ein Biozid-Produkt beinhaltet unter anderem eine Bewertung der von diesen Stoffen ausgehenden Risiken für Mensch, Tier und Umwelt. Werden unannehmbare Risiken für Mensch oder Umwelt durch die Anwendung eines Biozidprodukts ermittelt, kann dieses nach Abwägung der Folgen einer Nicht-Zulassung im Zusammenhang mit vorhandenen chemischen und nicht-chemischen Bekämpfungsalternativen dennoch zugelassen werden (Eisenmann et al., 2018; UBA, 2018a). Gibt es, wie im Falle der AR, keine adäquaten Bekämpfungsalternativen, kann trotz Umweltrisiken eine befristete Zulassung erfolgen, allerdings nur unter Auflage von Maßnahmen, welche die Risiken auf ein Minimum beschränken. Diese Risikominderungsmaßnahmen (RMM) werden im Rahmen der nationalen Produktzulassung festgelegt und sind Teil der Zulassungsaufgaben (CRRU, 2015; UBA, 2018a), die auf EU-Ebene bereits weitgehend vereinheitlicht sind (Berny et al., 2014; EBPF, 2015; UBA 2018b). Zu diesen RMM zählen z.B. Beschränkungen der Verwendung auf bestimmte Nutzergruppen, bestimmte Anwendungsbereiche wie die Anwendung in und um Gebäude sowie die Festlegung verbindlicher Anwendungsbestimmungen. Dazu gehört u.a. der Einsatz von AR nur bei festgestelltem Befall oder die Ausbringung von AR in zugriffsgeschützten Köderstationen. Außerdem ist das Suchen, Einsammeln und fachgerechte Entsorgen auffindbarer Kadaver während einer Bekämpfung sowie das Einsammeln und fachgerechte Entsorgen verbliebener

Fraßköder am Ende einer Bekämpfung darin vorgeschrieben (Buckle & Prescott, 2018; CRRU, 2015; UBA, 2018a). Die Effektivität der festgelegten RMM auf den beabsichtigten Schutz von Nichtzieltieren wurden bisher jedoch meist nicht begleitend untersucht und bewertet (Buckle & Prescott, 2018; Koivisto et al., 2016). Empirische Untersuchungen, auf deren Grundlage eine Überprüfung und ggf. Weiterentwicklung der bisher festgelegten RMM erfolgen könnte, sind bisher nicht veröffentlicht (van den Brink et al., 2018). So wurden z.B. bislang nicht experimentell untersucht, ob eine mögliche Beschränkung der Anwendung von AR auf den Innenraum von Gebäuden (z.B. bei der Bekämpfung von Hausmäusen im Innenraum) eine effektive Möglichkeit der Risikominderung darstellt. Oft bleibt unklar, ob die anhaltende Belastung von Nichtzielorganismen mit antikoagulantem Wirkstoffen an einer inkonsequenten Anwendung der verpflichtenden RMM liegt oder ob diese RMM nicht ausreichend wirksam sind (Koivisto et al., 2016). Bisher ist aber wenig über die Effektivität von RMM (Berny et al., 2014) bekannt.

1.1 Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide

Das Fehlen empirischer Informationen gilt z.B. auch für die theoretisch denkbare RMM, den Einsatz von AR auf das Innere von Gebäuden zu beschränken, um die Exposition von Nichtzielorganismen zu reduzieren (Berny et al., 2014; UBA, 2018b). Insbesondere bei der Bekämpfung von Hausmäusen in Gebäuden ist diese Art der RMM denkbar, da sich die europäischen Populationen vor allem im Inneren von Gebäuden manifestieren (Murphy et al., 2005). Jedoch fehlen auch hierzu empirische Untersuchungen. Bei Wanderratten könnte die Beschränkung der Bekämpfung auf Innenräume allerdings zu ineffektiver Bekämpfung führen, da sich die Populationen sowohl innerhalb als auch um Gebäude herum etablieren (Fenn et al., 1987; MacDonald & Fenn, 1995; Taylor, 1978).

Eine weitere wichtige RMM bei den meisten AR-Anwendungen ist die regelmäßige Suche, das Einsammeln und die fachgerechte Entsorgung von Kleinsäuger-Kadavern (CRRU, 2015; UBA, 2018a). Dadurch soll vor allem die Sekundärexposition für Beutegreifer und Aasfresser gemindert werden, für die z.B. belastete Rattenkadaver eine leicht erreichbare Nahrungsquelle darstellen könnten (Howald et al., 1999). Die Effektivität dieser Maßnahme ist jedoch schwierig zu beurteilen, da bisher nur wenige Untersuchungen Anhaltspunkte geben, an welchen Orten belastete Wanderratten sterben und ob sie dort von Prädatoren gefunden und konsumiert werden können. Schädlingsbekämpfer und Schädlingsbekämpferinnen berichten immer wieder, dass Rattenkadaver in der Praxis oft schwer zu finden sind, auch bei starkem Befall (Buckle & Prescott, 2018). Jedoch bleibt unklar, ob die Tiere in Verstecken verenden oder ob die Kontrollen durch Praktiker in so großen Abständen erfolgen, dass Prädatoren die Kadaver zwischenzeitlich aufnehmen. Bei einer AR-Anwendung auf der Langara Insel vor der Westküste Kanadas verendeten 13 von 15 (87%) der mit Telemetrie-Halsbandsendern markierten Wanderratten in ihren unterirdischen Bauen (Howald et al., 1999). Im Gegensatz dazu starben in Gehegeversuchen 67 von 151 (44%) (Gemmeke, 1990), sowie 12 von 18 (63%) (Cox & Smith, 1992) Wanderratten außerhalb ihrer Baue. Beobachtungen in Gehegen sind jedoch oft nur schwer auf die Bedingungen im Freiland und auf die Praxis der Schädlingsbekämpfung übertragbar.

Ebenfalls unklar ist, ob und wie stark sich Bewegungsmuster und Habitatnutzung von Individuen der Zielarten ändern, nachdem sie AR aufgenommen haben. Dies könnte sich vermutlich auf die Erreichbarkeit der betreffenden Tiere für Prädatoren auswirken und somit auch auf deren Expositionswahrscheinlichkeit. Für Wanderratten wurden dazu bisher noch keine systematischen Freilanduntersuchungen durchgeführt. In einer Studie in neuseeländischen Wäldern zeigten Hausratten keine Änderung ihrer Raumnutzung vor und nach der Behandlung mit einer

letalen Dosis Brodifacoum, jedoch war die Stichprobengröße mit je zwei Männchen und Weibchen sehr gering (Hooker & Innes, 1995). Aber auch für unbelastete Wanderratten liegen bisher nur wenige Daten zu Raumnutzung und Bewegungsmustern aus ländlichen Gebieten vor, auf deren Grundlage die Exposition gegenüber Prädatoren ausreichend beurteilt werden könnte. Auf britischen Bauernhöfen nutzten besenderte Wanderratten vor allem Habitate mit hohen Deckungsgraden, wie Gebäude, Hecken und strukturreiche Felldränder (Lambert et al., 2008; Taylor, 1978). Die Streifgebiete (100% Minimum Convex Polygon) von 32 untersuchten Tieren waren bei den Männchen im Mittel 288 m² und bei den Weibchen 157 m² groß (Lambert et al., 2008). Ähnliche Streifgebietsgrößen und die Bevorzugung deckungsreicher Habitate wurden auch auf Viehfarmen in Argentinien beobachtet (Montes de Oca et al., 2017; Villafañe et al., 2008).

1.2 Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulantem Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen

Neben verschiedenen Nichtzielkleinsäugetieren besteht vermutlich auch für einige Singvogelarten eine primäre Expositionswahrscheinlichkeit gegenüber AR, z.B., wenn sie sich bevorzugt in Bodennähe aufhalten, dort ihre Nahrung suchen und aufgrund ihrer geringen Körpergröße auch in Köderstationen eindringen können. Während für Nichtzielkleinsäugetiere empirische Daten zur Beurteilung der primären Exposition bei AR-Anwendungen auf landwirtschaftlichen Betrieben vorliegen (Elmeros et al., 2019; Geduhn et al., 2014; Townsend et al., 1995), wurden bei Singvögeln hierzu noch keine systematischen Untersuchungen durchgeführt (López-Perea & Mateo, 2018; Shore & Coeurdassier, 2018). Bisher liegen nur wenige Informationen von meist einzelnen Individuen vor (Nakayama et al., 2019; Vyas, 2017). Oft stehen die Nachweise im Zusammenhang mit großflächigen Rattenbekämpfungsmaßnahmen zum Schutz gefährdeter heimischer Arten in Neuseeland, bei denen die Köder an der Oberfläche und überwiegend mit Luftfahrzeugen ausgebracht wurden (Dowding et al., 1999; Eason et al., 2002). Von diesen Maßnahmen waren unter anderem auch bei uns heimische und in Neuseeland eingebürgerte Singvogelarten wie Feldlerche (*Alauda arvensis*), Amsel (*Turdus merula*), Singdrossel (*T. philomelos*), Heckenbraunelle, Haussperling (*Passer domesticus*) und Buchfink betroffen (Eason & Spurr, 1995). Während einer Wühlmaus-Massenvermehrung in Spanien wurden nach der oberflächigen Ausbringung von Chlorphacinon-Getreideköder unter anderem zwei belastete Kalandlerchen (*Melanocorypha calandra*) und ein belasteter Star (*Sturnus vulgaris*) gefunden (Sánchez-Barbudo et al., 2012).

Aber auch bei der Köderausbringung in die Eingänge von Nagetierbauten oder in Köderstationen wurden bei Singvögeln gelegentlich Köderaufnahmen bzw. AR-Rückstände dokumentiert. Bei der Bekämpfung von Schwarzschanz-Präriehunden (*Cynomys ludovicianus*) mit einem Diphacinon-Getreideköder in Colorado (USA) wurden Rückstände des Wirkstoffes in einem Kadaver sowie in zwei Kotproben des Westlichen Wiesenstärklings (*Sturnella neglecta*) nachgewiesen (Vyas et al., 2013). Bei Wanderrattenbekämpfungen mit Köderstationen in British Columbia (Kanada) wurde eine Singammer (*Melospiza melodia*) mit AR-Rückständen gefunden. In anschließenden Gehegeversuchen wurden Haussperlinge dabei beobachtet, wie sie aufgestellte Köderstationen aufsuchten und an wirkstofffreien Getreide- und Blockködern fraßen (Elliott et al., 2014). In Neuseeland fraßen Langbeinschnäpper (*Petroica australis*) Coumatetralyl-Köder, der von Wanderratten aus Köderstationen ausgetragen und auf dem Waldboden verteilt wurde (Pryde et al., 2013). Auch AR-Nachweise in spezialisierten Vogeljägern wie verschiedenen Habichtarten (*Accipiter* spp.) und Wanderfalken (*Falco peregrinus*) lassen vermuten, dass Singvögel gegenüber AR exponiert sein könnten und somit einen Expositionspfad für diese Wirkstoffe entlang der Nahrungskette darstellen (Hughes et al., 2013; Sánchez-Barbudo et al., 2012; Stone et al., 2003).

Die Anwendung von AR in Europa ist nahezu ausschließlich auf den Biozidbereich beschränkt. Da sich die Anwendungsintensität dieser Mittel zwischen dicht besiedelten, urbanen Räumen,

Gebieten mit intensiver Nutztierhaltung und dünn besiedelten, forstlich oder ackerbaulich geprägten Regionen unterscheiden, sollte auch die Expositionswahrscheinlichkeit für Nichtzielorganismen auf regionaler Ebene unterschiedlich ausfallen. Entsprechende Hinweise geben Untersuchungen aus verschiedenen Regionen Spaniens, wo das Auftreten von AR-Rückständen bei verschiedenen Nichtziel-Wirbeltieren mit wachsender Bevölkerungsdichte, Siedlungsfläche und Nutztierhaltung ansteigt (López-Perea et al., 2015; López-Perea et al., 2019). In der Region Kapstadt (Südafrika) steigt die Zahl mit AR belasteter Karakals mit der Nähe zu Weinbaubetrieben an, auf denen Nagetiere an Gebäuden durch die Auslage von AR in Köderstationen bekämpft wurden (Serieys et al., 2019).

Bei der Untersuchung von 331 Rotfüchsen aus fünf deutschen Bundesländern wuchs sowohl mit steigender Großviehdichte als auch mit zunehmender urbaner Siedlungsfläche die Zahl der mit AR belasteten Individuen (Geduhn et al., 2015). Insgesamt wurden bei 59,8% der untersuchten Rotfüchse Rückstände von allen im Biozidbereich zugelassenen AR nachgewiesen, wobei viele Individuen Rückstände mehrerer Wirkstoffe trugen. Durch die weite Verbreitung dieser Art, die Nutzung unterschiedlichster Lebensräume, das opportunistische Verhalten bei der Nahrungssuche (Börner, 2014; Contesse et al., 2004; Meisner et al., 2014) sowie die hohe Expositionswahrscheinlichkeit gegenüber verschiedenen AR (Berny et al., 1997; Sage et al., 2008; Tosh et al., 2011) scheint dieses Raubtier für das Monitoring und den Vergleich von AR-Expositionen zwischen ländlichen und urbanen Räumen besonders geeignet zu sein (López-Perea et al., 2019). Ein wichtiger Parameter für die Beurteilung von AR-Expositionsszenarien ist dabei neben der Siedlungsfläche auch die Bevölkerungsdichte (López-Perea et al., 2015). In Deutschland wurden entsprechende Daten bisher jedoch noch nicht mit dem Auftreten von AR-Rückständen in Rotfüchsen verglichen.

1.3 Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten

Von Anwendenden wird das Ausbringen von AR in geeigneten Köderstationen als eine der wichtigsten RMM zum Schutz von Nichtzielorganismen genannt (Buckle & Prescott, 2018). Aufgrund der Popularität und breiten Akzeptanz dieser Maßnahme ist es sinnvoll, gerade hier nach Möglichkeiten für weitere Optimierungen zu suchen. Jedoch sind gerade in diesem Bereich kaum Innovationen und Weiterentwicklungen hinsichtlich der Vermeidung unbeabsichtigter Vergiftungen von Haus- und Wildtieren auszumachen. Anforderungen an die Beschaffenheit von Köderstationen wurden zwar im Rahmen der Biozidzulassung formuliert, allerdings allgemein gehalten. Demnach müssen die zur Ausbringung von AR verwendeten Köderstationen so in ihrer Form beschaffen sein und aufgestellt werden, dass sie möglichst unzugänglich für Nichtzieltiere sind. Darüber hinaus müssen sie mechanisch stabil und manipulationssicher sein (UBA, 2018a). Herkömmliche Köderstationen bestehen meist aus Plastik oder Metall, sind verschließbar und haben, je nachdem ob sie zur Mäuse- oder Rattenbekämpfung eingesetzt werden, entsprechend große Zugangsöffnungen. Der Zugang von Nichtzieltieren ist somit in den allermeisten Fällen lediglich durch die Größe der Zugangsöffnung limitiert. Entsprechend können im Vergleich zu Ratten bzw. Mäusen gleichgroße Tiere ungehindert in die Köderstationen gelangen (Buckle & Prescott, 2018). Verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, dass vor allem Vertreter der echten Mäuse (*Murinae*), Wühlmäuse (*Arvicolinae*) und Spitzmäuse (*Soricidae*) in handelsübliche Köderstationen eindringen und Köder konsumieren (Elmeros et al., 2019; Geduhn et al., 2014; Townsend et al., 1995). Handelsübliche Köderstationen sind in der Regel so gestaltet, dass der Fraßköder bodennah ausgelegt wird, entweder direkt im Durchgang oder aber in einer seitlich zugänglichen Futterkammer.

Da Köderstationen in sehr großen Stückzahlen eingesetzt werden (Buckle & Prescott, 2018), muss die technische Gestaltung möglichst einfach und kostengünstig sein, den Einsatz gängiger Ködertypen gewährleisten sowie die sichere und einfache Bedienung durch Anwendende ermöglichen. Nicht zuletzt müssen die Köderstationen attraktiv für Zielarten sein, um eine schnelle und effektive Bekämpfung sicherzustellen. Hier zeigen günstige, kompakte Köderstationenmodelle aus Kunststoff oft noch Defizite (Buckle & Prescott, 2011; Quy, 2011). Sie werden meist schlechter angenommen als z.B. lange Kunststoffrohre (Spurr et al., 2006) oder Köderstationen aus Materialien wie Holz oder Blech (Buckle & Prescott, 2011; Spurr et al., 2006).

Ansatzpunkte für Optimierungsmöglichkeiten bieten vor allem die physischen Voraussetzungen und das Verhalten von Ziel- und Nichtzielarten (Pitt et al., 2011). Die meisten Wühlmäuse und Spitzmäuse können z.B. schlecht klettern und springen und sie sind deutlich kleiner und leichter als Wanderratten (Niethammer & Krapp, 1982a, 1990). Bei Rattenbekämpfungsmaßnahmen auf südkalifornischen Inseln, auf Galapagos und der Muttonbird-Insel vor Australien konnten verschiedene Nichtzielkleinsäuger durch den Einsatz vertikaler Köderstationen an der Köderaufnahme gehindert werden (Erickson et al., 1990; Phillips et al., 2007; Zewe et al., 2014). Bei diesen Boxen gelangten Wander- und Hausratten über vertikale, den Körpergrößen der Zielarten angepasste Kletterrohre, in die darüber liegenden Köderkammern. Zum Ausschluss von Nichtzielarten sind auch andere, mechanisch aufwendigere Lösungen denkbar, z.B. der Einbau gewichtssensibler Klappen, die in Köderstationen zum Management von Grauhörnchenpopulationen (*Sciurus carolinensis*) in Großbritannien eingesetzt wurden (Mayle et al., 2004). Komplexe Designs von Köderstationen können bei Wanderratten jedoch zu einer starken Verzögerung der Köderstationennutzung führen (Kaukeinen, 1987). Möglicherweise kann man Vertreter schlecht kletternder oder springender Nichtzielkleinsäuger auch in technisch einfacheren, ebenerdig aufgestellten Köderstationen wirksam am Köderfraß hindern, wenn der Köder für sie unerreichbar, z.B. „über Kopf“, angebracht wird. Eine derartige vertikale Köderstation wird seit kurzem bereits vertrieben, allerdings ist der Köder niedrig angebracht und so platziert, dass sich Nichtzielarten darauf setzen könnten (Motomco, 2019).

Die Kenntnis zu Rückstandsmustern antikoagulanter Rodentizide bei Ziel- und Nichtzielarten, die Identifikation wichtiger Treiber für Expositionswahrscheinlichkeiten, die Aufklärung der Wirksamkeit von RMM sowie neue Techniken bei der Anwendung von AR können einen wichtigen Beitrag leisten, die Exposition von Nichtzielorganismen realistisch einzuschätzen bzw. Umweltrisiken zu vermindern. Auf Grundlage dieser Erkenntnisse können sowohl geeignete RMM entwickelt und eingesetzt als auch technische Anwendungen optimiert werden, um sinnvoll und nachhaltig in Expositionspfade einzugreifen und um den bestmöglichen Schutz für Umwelt und Naturhaushalt beim Einsatz von AR zu gewährleisten. Deshalb erfolgten in diesem Projekt Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide, Arbeiten zur Ermittlung der Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulantem Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen sowie Versuche, Köderstationen zu optimieren.

2 Projektziele und Fragestellungen

Im Rahmen dieses Projektes wurde die Wirkung ausgewählter Aspekte der GfA (UBA, 2018a) untersucht, um Effekte, Potentiale und Optimierungsansätze für bestehende RMM auf empirischer Grundlage einschätzen zu können und um die Umweltsicherheit bei der Anwendung zu verbessern:

1. Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide.
 - Kann die Beschränkung einer Rodentizidanwendung auf Innenbereiche von Gebäuden die Belastung von Nichtzielarten reduzieren?
 - Wo halten sich vergiftete und unvergiftete Wanderratten auf?
 - Wo sterben vergiftete Wanderratten?
2. Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulantem Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen.
 - Aufklärung der Belastungssituation von Singvögeln während des Einsatzes von antikoagulantem Rodentiziden gemäß der guten fachlichen Anwendung.
 - Aufklärung der Belastungssituation von Rotfüchsen in ländlichen und urbanen Regionen.
3. Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten.
 - Können Nichtzielarten in einer veränderten Köderstation von der Aufnahme eines antikoagulantem Rodentizids ausgeschlossen werden?
 - Wie reagieren Wanderratten auf die alternative Köderausbringung?

3 Methoden

Das Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden im Münsterland (52°N, 8°E), im Norden des Bundeslandes Nordrhein-Westfalen durchgeführt. Die Untersuchungsflächen lagen im Randgebiet der Stadt Münster sowie in den westlich und nördlich angrenzenden Landkreisen Coesfeld und Steinfurt. Die Region wird vor allem landwirtschaftlich genutzt. Die Landschaft ist geprägt von einzeln stehenden Bauernhöfen mit umliegenden Feldern und Wiesen (63%) sowie eingestreuten kleinen Wäldern und Feldgehölzen (15%). Siedlungen und Verkehrsflächen nehmen etwa 10% der Fläche ein. Angebaut wird vor allem Mais, Weizen und Gerste. Die Betriebsgrößen liegen meist zwischen 10 und 50 ha. Die wichtigsten Nutztiere sind Schweine (*Sus scrofa domesticus*), Rinder und Geflügel (Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2018). Die Jahresmitteltemperatur liegt bei 8,8°C, der mittlere Jahresniederschlag bei 782 mm und die jährliche mittlere Sonnenscheindauer bei 1.558 Stunden (DWD, 2018).

3.1 Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide

3.1.1 Auswirkung der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide innerhalb von Gebäuden im Vergleich zu in/um Gebäuden auf die Exposition von Nichtzielkleinsäugern

Auf sechs viehhaltenden Betrieben im Münsterland wurden im Oktober und November 2014 und 2015 Rattenbekämpfungen entsprechend der guten fachlichen Anwendung durchgeführt (UBA, 2018a). In 2015 wurde einer dieser Versuchshöfe ausgetauscht, da kein Rattenbefall vorlag (Tabelle 1).

Zu Versuchsbeginn wurden alle Betriebe auf Spuren von Wanderratten untersucht (frischer Kot, Fraßspuren, Erdlöcher, Laufwege). Auf drei Höfen wurden je 20 Kunststoff-Köderstationen (Detia Garda GmbH) an Befallsstellen ausschließlich innerhalb von Gebäuden aufgestellt, z.B. in Scheunen, Schuppen, Lagerräumen und Ställen. Auf den anderen drei Höfen wurden je 10 Kunststoff-Köderstationen in und um Gebäude aufgestellt, z.B. an Gebäudefassaden, Silo-Außenwänden, Materialstapeln und Kanalisationszugängen. Nach 14 Tagen Gewöhnungszeit wurden alle Köderstationen mit je 100 g Haferflocken ohne Wirkstoff bestückt. In dieser Vorbekämpfungsphase wurden alle Boxen über 4 Tage hinweg täglich kontrolliert und gefressene Haferflocken nachgefüllt. Am 4. Tag wurden die Haferflocken je Köderstation durch 150 g Ratron Haferflocken-Köder (Wirkstoff: 0,05 g/kg Brodifacoum, frunol delicia GmbH) ersetzt und über 21 Tage hinweg angeboten (Bekämpfungsphase). In der Bekämpfungsphase erfolgten Kontrolle und Nachfüllen der Boxen alle 3-4 Tage. Nasses bzw. verschmutztes Futter wurde komplett ausgetauscht. Nach Abschluss der Bekämpfungsphase wurden die Köderstationen geleert, grob gereinigt und wieder mit je 100 g Haferflocken ohne Wirkstoff bestückt. Über 4 Tage hinweg wurde nun wieder täglich kontrolliert und fehlende Haferflocken aufgefüllt. Zum Versuchsende wurden die Köderstationen geleert, eingesammelt und Köderreste fachgerecht entsorgt.

Tabelle 1: Exposition von Nichtzielkleinsäugetern - Versuchsbetriebe

Übersicht über die landwirtschaftlichen Betriebe, auf denen die Untersuchungen zu antikoagulant Rodentizidrückständen bei Nichtzielkleinsäugetern durchgeführt wurden. Köderstationen für die Rattenbekämpfung wurden entweder nur innerhalb von Gebäuden aufgestellt (innen) oder in und um Gebäude (innen+außen).

Betrieb	Betriebsform	Gemeinde	Bekämpfung	Herbst 2014	Herbst 2015
1	Rinder-/Gänsemast	Münster	innen	X	X
2	Rindermast	Münster	innen	X	X
3	Rinder-/Schweinemast	Münster	innen	X	
4	Schweinemast	Münster	innen		X
5	Milchvieh	Münster	innen+außen	X	X
6	Rinder-/Schweinemast	Münster	innen+außen	X	X
7	Schweinemast	Greven	innen+außen	X	X

Mit dem Aufstellen der Köderstationen wurden auf jedem Versuchshof auch 20 Lebendfallen (Typ Ugglan Special 2, Grahnab, Schweden) nahe der Gebäude an Materialstapeln, bewachsenen Wegrändern und Hecken sowie in Rabatten, Stauden- und Ruderalfluren gestellt. Dabei waren die Fallen unscharf gestellt, so dass Tiere die Fallen aufsuchen und auch wieder verlassen konnten. Es erfolgten zwei Fangdurchgänge mit fängig gestellten Fallen. Der erste Fangdurchgang startete drei Tage nach Beginn der Bekämpfungsphase, der zweite direkt am Ende der Bekämpfungsphase. Vor Beginn eines Fangdurchgangs wurden die Fallen mit Holzwolle als Nistmaterial ausgestattet und über vier Tage mit einem Mix aus Erdnussbutter, Haferflocken und Apfelstücken vorgeködert. Gefangen wurde jeweils über drei Tage mit täglichen Fallenkontrollen morgens und abends. Gefangene Tiere wurden sofort durch Genickbruch getötet, Art und Geschlecht bestimmt und am selben Tag bei -20°C eingefroren. Vor der Lebersektion lagerten die Kadaver für mindestens eine Woche bei -80°C, um möglicherweise vorhandene gesundheitsschädliche Keime abzutöten. Anschließend wurden sie aufgetaut und die Körpergewichte der Tiere sowie die Gewichte der seziierten Lebern bestimmt. Bis zur Rückstandsanalyse (siehe Kapitel 3.1.3) lagerten die Lebergewebsproben dann wieder bei -20°C, ebenso die Kadaver, die so für die Bearbeitung möglicher weiterer Fragestellungen konserviert wurden. Da die einzelnen Kleinsäugeterarten zum Teil in nur geringer Zahl auftraten, wurden sie für die statistische Analyse taxonomisch auf Ebene der Familie (Spitzmäuse) bzw. Unterfamilie (Wühlmäuse, echte Mäuse) zusammengefasst. Die Versuche entsprachen den Vorgaben des Tierschutzgesetzes und wurden vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, unter dem Aktenzeichen 84-02.04.2014.A210, genehmigt.

Um die Brodifacoum-Rückstände in den untersuchten Taxa vergleichen zu können, wurden die Konzentrationen aller Kleinsäugeter mit Brodifacoum-Rückständen ihrer Größe nach geordnet und in drei gleichgroße Mengenabschnitte (Terzile) unterteilt. Sieben Tiere mit extrem hohen Brodifacoum-Konzentrationen (statistische Ausreißer) zwischen 5.397-19.068 ng/g (5,5% der Gesamtstichprobe), wurden in dieser Auswahl nicht berücksichtigt. Von den resultierenden Schwellenwerten bei 395 ng/g (unteres Terzil) und 1.384 ng/g (oberes Terzil) wurden die untere Konzentrationsklasse (9-395 ng/g), mittlere Konzentrationsklasse (396-1.384 ng/g) und die obere Konzentrationsklasse (1.385-4.283 ng/g) abgeleitet.

Das Auftreten von Brodifacoum-Rückständen wurde mit einem Generalisierten Linearen Gemischten Modell (GLMM) analysiert. Da Brodifacoum-Rückstände entweder vorhanden oder nicht vorhanden waren, folgte die abhängige Variable einer Binomialverteilung. Die Faktoren Jahr (2014, 2015), Anwendungsort (innerhalb, in/um Gebäude), Fangzeitpunkt (Beginn, Ende der Brodifacoum-Anwendung), Geschlecht (männlich, weiblich) sowie Taxon (Spitzmäuse, Wühlmäuse, echte Mäuse), flossen als erklärende und interagierende Variablen ein. Die sechs Versuchshöfe waren Messwiederholungen und wurden als Zufallsfaktor einbezogen.

Die gemessenen Brodifacoum-Konzentrationen streuten stark, wobei viele Individuen niedrige und wenige Individuen hohe Werte aufwiesen. Deshalb wurden die Brodifacoum-Konzentrationen in einem GLMM mit negativer Binomialverteilung analysiert. Die Konzentration der gemessenen Brodifacoum-Rückstände ging als abhängige Variable in das Modell ein, Jahr, Anwendungsort, Fangzeitpunkt, Geschlecht und Taxon sowie alle Interaktionen der Faktoren von Fangzeitpunkt und Taxon als erklärende Variablen. Auf den Zufallsfaktor Versuchshöfe wurde im Laufe des Modellierungsprozesses verzichtet, da er wenig Varianz erklärte und das Modell in einem „singular fit“ resultierte.

3.1.2 Bewegungsmuster und Sterbeorte von Wanderratten

Von Februar-Mai und Oktober-Dezember 2016 wurden 11 Versuchsdurchgänge auf insgesamt sechs landwirtschaftlichen Betrieben im Münsterland durchgeführt (Tabelle 2). Die Betriebe wurden aufgrund sichtbarer Hinweise auf einen mittleren bis starken Rattenbefall aus insgesamt 40 im Vorfeld kontrollierten Höfen ausgewählt. Die Einschätzung der Befallsstärke erfolgte anhand der Menge und Verbreitung genutzter Laufgänge und Erdbau sowie frischen Kotes und frischer Nagespuren. Zusätzlich wurden je Betrieb bis zu sechs Fotofallen (M-100, Moultrie Products LLC, USA) über 3-5 Tage an Stellen mit Aktivitätszeichen aufgestellt und die Aufnahmen begutachtet, um Rattenvorkommen lokal einzugrenzen und optimal zu befangen.

Tabelle 2: Bewegungsmuster und Sterbeorte von Wanderratten - Versuchsbetriebe

Übersicht über die landwirtschaftlichen Betriebe im Münsterland (Nordrhein-Westfalen), auf denen die Bewegungsmuster und Sterbeorte mit Brodifacoum behandelter Wanderratten sowie unbehandelter Kontrolltiere untersucht wurden.

Betrieb	Betriebsform	Gemeinde	Anzahl Versuche Frühjahr 2016	Anzahl Versuche Herbst 2016
1	Schweinemast	Billerbeck	1	
2	Schweinemast	Havixbeck	1	
3	Schweinemast	Münster		2
4	Rinder-/Gänsemast	Münster	1	
5	Rindermast	Altenberge	2	3
6	Milchvieh	Altenberge	1	

Je Versuchshof wurden 12-44 Lebendfallen an Stellen mit Hinweisen auf Rattenbefall aufgestellt. Zum Einsatz kamen fünf verschiedene Fallentypen mit beidseitigem Zugang und Wipfbrett-Auslösung (Schwengber, Jagdfallen Steingraf, Kortenbreite GmbH, Abbildung 1). Die Fallen hatten Abmessungen von 950x130x170 mm bis 1150x280x280 mm (LxBxH). Fallen aus Drahtgitter wurden entweder in den lockeren Untergrund eingedrückt oder ein Boden aus Pappe eingelegt.

Als Sichtschutz und zum Schutz vor Witterungseinflüssen wurden sie mit schwarzer Polyethylenfolie umhüllt (Abbildung 1). Die Fallen wurden geöffnet und mit Haferflocken, Erdnussflips, Nuss-Nougat-Creme und Apfelstücken zum Vorködern aufgestellt. Die Eingewöhnung dauerte zwischen 2-6 Wochen. In dieser Zeit wurden die Fallen alle 3-4 Tage kontrolliert und nachbeködert.

Abbildung 1: Lebendfallen für Wanderrattenfang



Links: Zum Lebendfang von Wanderratten wurden verschiedene Fallentypen eingesetzt (von hinten nach vorn, LxBxH): Schwengeber Drahtgitterfalle groß (1.150x280x280 mm), Kerbl Kastenfalle Alive Predator (1.050x260x260 mm), Schwengeber Drahtgitterfalle klein (1.020x170x210 mm), Kortenbreite Kleintierfalle (950x130x170 mm). Nicht abgebildet sind die Holzkastenfallen Hunter 1 (1.000x200x230 mm) von Jagdfallen Steingraf. Rechts: Die Drahtgitterfallen wurden in den lockeren Untergrund eingedrückt und mit einer schwarzen Polyethylenfolie abgedeckt.

Quelle: JKI

Die Versuchsdurchgänge fanden nacheinander jeweils immer auf einem Betrieb statt. Jeder Versuchsdurchgang hatte eine Länge von 4-7 Tagen. Zu Beginn eines Versuches wurden die Lebendfallen mit frischem Köder sowie Zeitungspapier und etwas Malervlies als Nistmaterial bestückt und abends gegen 20:00 Uhr scharf gestellt. Am darauf folgenden Morgen wurden die gefangenen Tiere zwischen 6:00 und 8:00 Uhr entnommen und nacheinander in speziellen Boxen aus Acrylglas anästhesiert (Isofluran-Inhalation 2,5-5%, Trajan 808 Air mit Vapor 19.3., Dräger, Deutschland). Dann wurden die Ratten gewogen, um die notwendige Dosis für das Blutgerinnungsmittel Brodifacoum zu ermitteln. Brodifacoum lag in einer Diethylenglykol-Stammlösung mit 0,02% vor und wurde mit der doppelten letalen Dosis 50 (LD₅₀, 1 ml Stammlösung/300 g Körpergewicht) mit einer Knopfkanüle (2,0 x 80 mm) tief in die Speiseröhre verabreicht. Kontrolltiere erhielten keine Brodifacoum-Lösung. Allen Versuchs- und Kontrolltieren wurden Telemetrie-Halsbandsender angelegt (TXE-116CZ, Telenax, Playa del Carmen, Mexico, 10,2 g, 18x11 mm an Kunststoff-Kabelbinder, Frequenz 150 MHz, Leistung 10 mW, Pulsrate 40 bpm). Jeder Sender besaß einen Mortalitätssensor, wodurch ca. 4-5 Stunden nach dem Tod des Tieres das Signal in veränderter Pulsrate gesendet wurde. Zum Aufwachen wurden die Tiere in abgedeckte Gitterboxen gelegt und unter eine Wärmelampe gestellt. Nach vollständigem Erwachen und Prüfung des Allgemeinzustandes wurden die Tiere an ihren Fangorten freigelassen. Für die Versuche wurden nur Tiere mit einem Körpergewicht von mindestens 200 g eingesetzt.

Die Signale der Telemetrie-Sender wurden mit einer Yagi-Antenne (Linflex 3, Biotrack Ltd, Wareham, Großbritannien) an einem tragbaren Receiver mit Signalstärkeregelung (Australis 26k, Titley Scientific, Brendale, Australien) geortet. Die Positionsbestimmungen der sendermarkierten Tiere erfolgte zu Fuß mit der „homing“-Methode (White and Garrot, 1990). Das Signal jedes Senders wurde so weit wie möglich bis an die markierten Wanderratten heran verfolgt. Konnten die Tiere bereits auf größere Distanz sicher lokalisiert werden, erfolgte keine weitere Annäherung. Der Aufenthaltsort versteckt laufender Tiere wurde dort festgelegt, wo das Empfangssignal beim Schwenken der Antenne kurzzeitig am stärksten auftrat. Die Ortungspunkte wurden in eine ausgedruckte Satellitenbildkarte (Google LCC., 2013) eingetragen, nummeriert und gemeinsam mit Datum, Uhrzeit, sowie Habitatmerkmalen notiert.

Die von den Wanderratten genutzten Habitatstrukturen wurden im Hinblick auf Versteckmöglichkeiten gegenüber Fressfeinden bewertet und in drei Kategorien unterteilt: geschlossene Habitate mit keinem oder stark eingeschränktem Zugang, geschützte Habitate mit eingeschränktem Zugang und offene Habitate ohne Zugangsbeschränkung für Fressfeinde (Tabelle 3).

Tabelle 3: Kategorisierung von Habitatstrukturen

Übersicht über die aufgenommenen Habitatstrukturen und die Kategorisierung entsprechend der Zugänglichkeit für Fressfeinde von Wanderratten.

Habitatkategorie	Habitatstrukturen	Zugangsmöglichkeiten für Fressfeinde
geschlossen	geschlossene Gebäude (Stallungen, Scheunen, Lager, Zwischenwände, Zwischendecken), abgedeckte Fahrsilos, Materialstapel, Holz-, Stein- und Schutthaufen, Erdbaue	Kein Zugang für größere Raubsäuger, Greifvögel und Eulen bzw. stark eingeschränkter Zugang für Kleinmarder, z.B. Mauswiesel (<i>Mustela nivalis</i>) und Hermelin (<i>M. erminea</i>)
geschützt	Hochstaudenfluren (z.B. Brennesel-Fluren), Hecken, Gehölzstreifen, Felder mit aufgewachsener Vegetation (z.B. Senfsaat)	Eingeschränkter Zugang für Raubsäuger, kein bzw. stark eingeschränkter Zugang für Greifvögel und Eulen
offen	Rasenflächen, Wege, versiegelte Flächen	Freier Zugang für Raubsäuger, Greifvögel und Eulen

Auf den Höfen 2 und 4 konnten nur zwei bzw. eine Wanderratte gefangen und mit Brodifacoum behandelt werden. Diese Tiere wurden täglich einmal angepeilt, um festzustellen, ob sie verendet sind. Nach dem Tod der Tiere wurden ihre Sterbeorte genau lokalisiert und dokumentiert und die Kadaver eingesammelt.

Auf allen anderen Höfen wurden die Positionen der besenderten Versuchs- und Kontrolltiere täglich morgens, mittags und abends ermittelt. Mittags wurden die Aufenthaltsorte aller Tiere zweimal innerhalb einer Stunde bestimmt. Morgens und abends wurden die Positionen stündlich zweimal und über 4 Stunden hinweg ermittelt, so dass über einen Zeitraum von 24 Stunden insgesamt 18 Positionsbestimmungen vorlagen. Am Morgen endete das Beobachtungsintervall in der Regel kurz nach Sonnenaufgang. Am Abend begann das Beobachtungsintervall ungefähr mit der Abenddämmerung. Die Beobachtungsintervalle deckten damit in etwa Beginn und Ende der Aktivitätszeiten von Wanderratten auf landwirtschaftlichen Betrieben ab. Das erste Beobachtungsintervall begann ca. 18 Stunden nach dem Freilassen der behandelten Tiere, am frühen Morgen des darauffolgenden Tages. Das letzte Beobachtungsintervall endete mit dem Tod des

letzten verbliebenen Versuchstiers. Die Fundorte und Fundumstände der verendeten Tiere wurden dokumentiert und erreichbare Kadaver eingesammelt. Tiere, die in Materialstapeln, Zwischenwänden oder Zwischendecken verendeten, konnten nicht eingesammelt werden. Die Fundorte verendeter Wanderratten wurden entsprechend ihrer Zugangsmöglichkeit für Fressfeinde kategorisiert (Tabelle 3).

Die eingesammelten Kadaver wurden für mindestens eine Woche bei -80°C gelagert, um möglicherweise vorkommende gesundheitsschädliche Keime abzutöten. Danach wurden die Kadaver aufgetaut und mindestens 1 g Lebergewebe für die Rückstandsanalytik (siehe Kap. 3.1.3) entnommen. Bis zur weiteren Bearbeitung wurden die Leberproben und auch die Kadaver bei -20°C konserviert.

Auf den Höfen 3 und 5 wurden zwei bis drei Versuche hintereinander durchgeführt, jedes Mal mit neuen behandelten Versuchstieren (Tabelle 2). Zusätzlich zu neuen Kontrolltieren wurden auch die Kontrolltiere aus den vorangegangenen Versuchen weiter beobachtet. Die Versuche entsprachen den Vorgaben des Tierschutzgesetzes und wurden vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, unter der Nummer 84-02.04.2015.A279, genehmigt.

Die auf den Satellitenbildkarten markierten Aufenthaltsorte der Wanderratten wurden im Programm QGIS (QGIS Entwicklungsteam, 2018) auf digitale georeferenzierte Luftbilder (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2017) übertragen und die GPS-Koordinaten (UTM) ausgelesen. Die Koordinaten wurden dann mit den anderen im Feld notierten Daten im Programm Excel zusammengeführt (Microsoft Corporation, 2007).

Um die Bewegungsaktivität von Versuchs- und Kontrolltieren über den Versuchszeitraum zu analysieren, wurde für jedes Tier die minimale Distanz zwischen den Punkten zweier aufeinander folgender Positionsbestimmungen berechnet und für jedes Beobachtungsintervall aufsummiert. Hindernisse und Höhenunterschiede wurden dabei nicht berücksichtigt:

$$Distanz = \sqrt{(Rechtswert\ 2 - Rechtswert\ 1)^2 + (Hochwert\ 2 - Hochwert\ 1)^2}$$

Die ermittelten Minimaldistanzen wurden in einem Linearen Gemischten Modell zwischen erstem und letzten Versuchstag verglichen. Die Minimaldistanzen gingen als abhängige Variable, Versuchsgruppe (Kontroll-, Versuchstiere), Geschlecht (Männchen, Weibchen), Zeitpunkt (erster, letzter Beobachtungstag) sowie die Interaktion zwischen Versuchsgruppe und Zeitpunkt als erklärende Variablen in das Modell ein. Als Zufallsfaktor (Messwiederholung) wurden die Individuen in die Versuchshöfe genestet.

Für die Raumnutzungsanalyse wurde aus den Positionsbestimmungen jedes Tieres in jedem Beobachtungsintervall das 100% Minimum-Convex-Polygon (MCP100) ermittelt (Mohr, 1947). Dazu wurden die äußeren Positionen jedes Tieres zu einem Polygon verbunden, so dass alle Aufenthaltsorte innerhalb der Fläche lagen. Der resultierende Flächeninhalt entsprach dann dem Streifgebiet des Tieres. Die MCP100 wurden im Programm R (R Core Team, 2018) mit dem Paket *ade-habitatHR* (Calenge, 2015) berechnet und anschließend mit einem GLMM mit negativer Binomialverteilung auf Unterschiede zwischen erstem und letzten Versuchstag untersucht. Die MCP100 gingen als abhängige Variable in das Modell ein. Erklärende Variablen waren Versuchsgruppe (Versuchs-, Kontrolltiere), Geschlecht (Männchen, Weibchen) und Zeitpunkt (erster, letzter Beobachtungstag) sowie die Interaktionen zwischen Versuchsgruppe, Geschlecht und Zeitpunkt. Als Zufallsfaktor (Messwiederholung) wurden die Individuen in die Versuchshöfe genestet.

Die Habitatpräferenzen von Versuchs- und Kontrolltieren wurden anhand der gewählten Habitatkategorien (Tabelle 3) mit Hilfe des Jacobs Index ermittelt (Jacobs, 1974). Der Jacobs Index ist ein Maß für die Bevorzugung (+1) oder Ablehnung (-1) einer Habitatkategorie im Verhältnis zum Gesamthabitatangebot. Bei Werten um 0 werden die einzelnen Habitate entsprechend ihres

Anteils an der Gesamtfläche genutzt. Das Habitatangebot für jedes Individuum wurde auf Grundlage seines MCP100 im ersten und letzten Beobachtungsintervall ermittelt (*Third order selection*; Johnson, 1980). Die Habitatkarten wurden auf Grundlage georeferenzierter Luftbilder (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2017) und mit den im Feld erhobenen Daten im Programm ArcGIS (ESRI, 2018) erstellt, mit den individuellen MCP100 verschnitten und die Habitatanteile entsprechend der gewählten Kategorien (Tabelle 3) ausgegeben. Die Berechnung des Jacobs Index erfolgte dann mit der Formel:

$$D = \frac{r - p}{r + p - 2rp}$$
$$r = \frac{\text{Anzahl Positionsbestimmungen in Habitatkategorie}}{\text{Gesamtzahl Positionsbestimmungen des Versuchstiers}}$$
$$p = \frac{\text{Flächenanteil der Habitatkategorie}}{\text{MCP100 des Versuchstiers}}$$

Die statistische Analyse erfolgte mit Hilfe eines Linearen Modells, in das der Jacobs Index als abhängige Variable, die Gruppe (Versuchs- und Kontrolltiere), die Habitatkategorie (geschlossen, geschützt, offen) und der Zeitpunkt (erstes und letztes Beobachtungsintervall) als erklärende Variablen eingingen.

3.1.3 Rückstandsanalytik

Die Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe in den gesammelten Lebergewebsproben wurden am JKI Institut für Ökologische Chemie, Pflanzenanalytik und Vorratsschutz am Standort Berlin-Dahlem bestimmt. Die Analyse erfolgte entsprechend der von Geduhn et al. (2014) und Jacob et al. (2018) entwickelten Methodik.

Bis zur Analyse wurden die Lebergewebsproben im gefrorenen Zustand gelagert. Nach dem Auftauen wurde das Gewebe in Probengefäße eingewogen, mit Surrogatlösungen versetzt (Tabelle 4) und mit einem Ultra-Turrax (T25, IKA) in Methanol und Wasser (2:1, V:V) homogenisiert. Nach Zugabe von Natriumchlorid erfolgte die Reinigung des Rohextraktes mittels einer festphasengestützten Flüssig-Flüssig-Extraktion (Kieselerde – ChemElut, Agilent). Ein Aliquot der gereinigten Probenlösung wurde bis zur Trockne eingeeengt und der Rückstand anschließend in einer internen Standardlösung aufgenommen (Tabelle 4).

Die Konzentrationen der blutgerinnungshemmenden Wirkstoffe in den Lebergewebsproben wurden mit einer Gerätekombination aus Flüssigchromatograph und Massenspektrometer (LC-MS/MS: Ultimate 3000 RS, Dionex + Qtrap 5500, AB Sciex) mit negativer Elektrospray-Ionisation gemessen. Die Quantifizierung der Analyten (Tabelle 4) erfolgte über die für jede Verbindung charakteristischen Massenspektren. Die Befunde wurden durch die Aufnahme eines zusätzlichen Spektrums und dem Abgleich mit den in einer Datenbank hinterlegten Standardspektren abgesichert. Die Berechnung der Wirkstoffkonzentrationen erfolgte mit der Internen Standard Methode. Die Messergebnisse beziehen sich auf die Frischgewichte der Lebergewebsproben.

Tabelle 4: Rückstandsanalytik

Übersicht über die für die Rückstandsanalytik eingesetzten Standards.

Standard	CAS-Nummer	Reinheit	Firma
Analyte			
Brodifacoum	56073-10-0	99%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Bromadiolon	28772-56-7	98,5%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Chlorphacinon	3691-35-8	96%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Coumatetralyl	5836-29-3	99,5%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Difenacoum	56073-07-5	97%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Difethialon	104653-34-1	98,5%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Flocoumafen	90035-08-8	99,5%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Warfarin	81-81-2	99,5%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Surrogate			
Acenocoumarol	152-72-7	99,7%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Diphacinon-D4	1219802-15-9	98%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Phenprocoumon	435-97-2	100%	Arevipharma GmbH
Coumachlor	81-82-3	99%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Interne Standards			
Chlorphacinon-D4	1219805-75-0	99%	Dr. Ehrenstorfer GmbH
Warfarin-D5	75472-93-4	99,5%	Dr. Ehrenstorfer GmbH

3.2 Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulanten Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen

3.2.1 Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Singvögeln im ländlichen Raum

Im Rahmen des von 2011-2013 durchgeführten Projektes „Rückstände von als Rodentizid ausgebrachten Antikoagulanzen in wildlebenden Biota“ (Jacob et al., 2018) wurden neben 1.243 Kleinsäufern auch 222 Singvögel gesammelt, die meist als Beifang in Kleinsäuger-Schlagfallen auftraten oder tot auf den Versuchshöfen gefunden wurden. Ziel der Studie war es damals, das Auftreten und die Verbreitung eines antikoagulanten Wirkstoffes in der örtlichen Kleinsäugergesellschaft während einer fachgerechten Rodentizidanwendung zu untersuchen. Die Versuche fanden im Oktober-November 2011 und 2012 sowie im Februar-März 2012 und 2013, auf insgesamt 11 Betrieben statt. Auf jedem Versuchshof standen insgesamt 108 Schlagfallen (Fox Metallmausefalle, DeuFa GmbH). Gefangen wurde 3 Tage vor Bekämpfungsbeginn, drei

Tage nach Bekämpfungsbeginn und zum Bekämpfungsende, jeweils über 3 Tage und Nächte. Die Schlagfallen waren mit einem Haferflocken-Erdnussgemisch beködert. Die Kadaver wurden am Fundtag bei -20°C eingefroren.

Für die Gewebeentnahme wurden die Kadaver aufgetaut und Vogelart sowie Körpergewicht bestimmt. Die Geschlechtsbestimmung erfolgte anhand von Gefiedermerkmalen und durch Präparation der Geschlechtsorgane. Die Lebern wurden entnommen, gewogen und bis zur chemischen Analyse wieder bei -20°C gelagert. Die Kadaver wurden ebenfalls wieder bei -20°C eingefroren und für weitere Analysen zurückgestellt.

Die Rückstandsanalytik erfolgte entsprechend der in Kapitel 3.1.3 beschriebenen Methode. Literaturangaben zum Auftreten und zur Wirkung von Brodifacoum-Rückständen liegen für wenige Greifvogel- und Eulenarten vor, aber Angaben zu anderen Vogelgruppen, insbesondere Singvögeln, sind selten (Dowding et al., 1999; Eason et al., 2002). Da die einzelnen Vogelarten unterschiedlich sensibel auf antikoagulante Wirkstoffe reagieren (Eason et al., 2002; Erickson & Urban, 2004; Thomas et al., 2011), können keine gesicherten Schwellenwerte für mögliche biologische Effekte bestimmter Brodifacoum-Rückstandskonzentrationen für die hier betrachteten Nichtzielarten abgeleitet werden. Um dennoch einen Vergleich zwischen den untersuchten Arten zu ermöglichen, wurden die Konzentrationen aller Vögel mit Brodifacoum-Rückständen der Größe nach geordnet und in drei gleichgroße Mengenabschnitte (Terzile) unterteilt. Aus den Schwellenwerten bei 64,41 ng/g (unteres Terzil) und 263,73 ng/g (oberes Terzil) wurden drei Konzentrationsklassen (untere Konzentrationsklasse: 4-65 ng/g, mittlere Konzentrationsklasse: 66-264 ng/g, obere Konzentrationsklasse: 265-7.809 ng/g) abgeleitet.

3.2.2 Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Rotfüchsen aus ländlichen und urbanen Räumen

2014 und 2015 wurden von den Chemischen und Veterinäruntersuchungsämtern Karlsruhe (Baden-Württemberg) und Ostwestfalen-Lippe (Nordrhein-Westfalen) sowie vom Lebensmittel- und Veterinärinstitut Braunschweig/Hannover (Niedersachsen) Lebergewebsproben von Rotfüchsen für die Untersuchung auf Rodentizidrückstände gesammelt und zur Verfügung gestellt. Die Rotfüchse wurden im Rahmen des bundesweiten Tollwut-Monitoring-Programms geschossen. Einige Tiere zeigten Verhaltensauffälligkeiten jedoch bestand kein Verdacht auf eine Vergiftung. Die Tiere wurden an den Veterinärinstituten seziert. Um gesundheitsschädliche Keime abzutöten, wurden die Lebergewebsproben für mindestens 7 Tage bei -80°C gelagert und anschließend bei -20°C verwahrt. Die Untersuchungen auf Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe erfolgte nach der in Kapitel 3.1.3 beschriebenen Methode.

In die Untersuchungen wurde außerdem der Datensatz aus dem Projekt „Rückstände von als Rodentizid ausgebrachten Antikoagulanzen in wildlebenden Biota“ (Jacob et al., 2018) einbezogen. Dieser Datensatz basiert auf insgesamt 551 Proben aus den Jahren 2012-2013, die nach derselben Methode gesammelt und auf antikoagulante Rückstände untersucht wurden. Die Lebergewebsproben wurden damals von Veterinärämtern aus Baden-Württemberg, Brandenburg, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen zur Verfügung gestellt.

Als Kriterium für die ländliche oder urbane Prägung der Probenahmeorte wurde die Bevölkerungsdichte auf Landkreisebene herangezogen. Sie wurde mit den entsprechenden Angaben für Flächengröße und Bevölkerungszahl aus der Datenbank GENESIS-Online errechnet (Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2018). Zusammenhänge zwischen der Ausprägung der Probenahmeorte und der Belastung von Rotfüchsen mit antikoagulantem Wirkstoffen wurden mit der *Spearman* Rangkorrelation untersucht.

3.3 Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten

3.3.1 Laborversuche

Die Versuche fanden von Juli-August 2015 in 4 m² großen Laborkammern statt. In den Kammern standen jeweils eine vertikale Köderstation, eine Nestbox, eine Wasserschale und eine Futter- schale zentral an den gegenüberliegenden Wänden. Als vertikale Köderstationen wurden Holzki- sten mit Scharnierdeckel aus unbehandelter, geschliffener Kiefer, 300x200x145 mm (MidaCrea- tiv UG), aufrecht gestellt und die Schmalseiten bodennah mit 60 mm großen, runden Öffnungen durchbrochen (Abbildung 2). Im Inneren wurden 50 g einer wirkstofffreien Köderpaste (Bayer AG, Monheim) in einer Höhe von 250 mm an die Boxenwand geklebt. In den Versuchsdurchgän- gen wurden jeweils 4 Männchen und 4 Weibchen von Wanderratten, Hausmäusen und Wald- mäusen einzeln über 7 Tage getestet. Der Köder wurde täglich visuell auf Fraßspuren untersucht und gefressener Köder ersetzt. Die Futterschalen wurden bei den Wanderratten mit 20 g, bei Haus- und Waldmäusen mit 10 g Weizenkörnern/Tag gefüllt.

In einem weiteren Versuch war der Pastenköder entweder 280 mm hoch, im Winkel Boxen- wand/Boxendecke oder in gleicher Höhe aber offen an der Kammerwand angebracht. Je Vari- ante wurden 4 Waldmäuse (2 Männchen, 2 Weibchen) einzeln und über 7 Tage getestet.

Abbildung 2: Vertikale Köderstationen



Um schlecht kletternde und springende Nichtzielkleinsäuger wie Wühlmäuse und Spitzmäuse von der Köderaufnahme aus- zuschließen, wurde der Fraßköder in vertikalen Köderstationen nicht auf dem Boden ausgelegt, sondern „über Kopf“ an der Boxenwand befestigt. In Laborversuchen wurden vertikale Köderstationen aus Kiefernholz (300x200x145 mm) und Öffnun- gen mit 60 mm Durchmesser eingesetzt (links, Foto: A. Kalle). In den Gehege- und Freilandversuchen wurden Kunststoff- Köderstationen (400x300x185 mm) mit Öffnungen von 92 mm getestet. Wirkstofffreie Köderpaste sowie Köderblöcke wur- den in Höhen zwischen 150-280 mm an der Boxenwand befestigt. Durch eine Öffnung in der Boxendecke konnte der Innen- raum mit einer Wildtierkamera überwacht werden.

Quelle: JKI

3.3.2 Gehegeversuche

Die Gehegeversuche wurden von Mai-Juli 2017 in 3x4 m großen Freilandgehegen durchgeführt. Die rechteckigen Gehege bestanden aus einer Betonwanne, die mit ca. 1 m Erdreich aufgefüllt

und mit einer kommerziellen Grasmischung („Berliner Tiergarten“) bewachsen war. Wände und Decke bestanden aus Maschendraht mit einer Maschenweite von 10 mm, so dass weder Nager entkommen noch Fressfeinde eindringen konnten. Je Gehege wurden eine Köderstation und eine Nestbox gegenüberliegend zentral an den Wänden aufgestellt. Für diese Versuche wurden vertikale Köderstationen gefertigt, die in Material und Abmaßen in etwa den in der Praxis gängigen Formaten entsprachen. Es wurden graue Euroboxen aus Polypropylen mit Scharnierdeckel, 400x300x185 mm (Auer Packaging GmbH, Amerang) hochkant aufgestellt. Als Zugänge wurden 92 mm große Löcher bodennah in die Boxenseiten gebohrt. Über einem ebenso großen Loch im Boxendach konnten Kameras zur Überwachung des Boxeninneren installiert werden (Abbildung 2).

Die vertikalen Köderstationen wurden mit Wanderratten (Laborratten-Zuchtstamm) als Bekämpfungs-Zielart, Waldmäusen als gut kletternde und springende Nichtzielart (Niethammer, 1978) sowie Feldmäusen als schlecht kletternde und schlecht springende Nichtzielart (Niethammer & Krapp, 1982b) getestet. Die bereits in den Laborversuchen eingesetzte Köderpaste wurde in 50 g (Wanderratten) bzw. 25 g (Feld- und Waldmäuse) schwere Riegel geformt und an die innere Köderstationenwand geklebt. Je Art wurden 8 Tiere (4 Männchen, 4 Weibchen) jeweils einzeln für 7 Tage in die Gehege gesetzt. Bei den Wanderratten wurden je vier Tiere bei Köderhöhen von 200 mm und 280 mm getestet. Zusätzlich wurden die Beobachtungen eines wilden Wanderrattenweibchens in die Auswertungen einbezogen, das in eines der Freilandgehege eindrang und sich dort während des Versuchsdurchganges mit der Köderhöhe 280 mm einnistete. In den Nestboxen wurde allen Versuchstieren Alternativnahrung (Altromin1324, Altromin Spezialfutter GmbH & Co KG) und Wasser nach Belieben angeboten.

Das Innere der vertikalen Köderstationen sowie ein Bereich von etwa 1 m um die Boxen herum wurde durchgängig mit Videokameras überwacht (Detec Secure CCD Kamera, 750 TVL, Linse 2.8-12 mm sowie Detec Secure ¼" CMOS Night Vision Kamera, 700 TVL, Linse 6 mm, Detec Handels GmbH). Die Aufzeichnung erfolgte automatisch und bewegungsgesteuert auf einem Computer (PC-Video-Überwachungssystem GeoVision, Vers. 8.34, GeoVision Inc., Taiwan). Die Videos wurden anschließend gesichtet und das Verhalten der Versuchstiere minutengenau und in drei Kategorien erfasst (Tabelle 5). Innerhalb einer Minute konnten alle drei Verhaltenskategorien auftreten. Um die Beobachtungsergebnisse zwischen den verschiedenen Gehege- und Freilandversuchen sowie zwischen den verschiedenen Taxa vergleichen zu können, wurde ein Beobachtungsindex (I_B) berechnet, indem die Anzahl der Beobachtungsminuten in den Verhaltenskategorien durch die Gesamtminuten des Beobachtungszeitraums geteilt und mit 1.000 multipliziert wurde. Insgesamt wurden 11.285 Aufnahmen ausgewertet.

Tabelle 5: Verhaltenskategorien

Übersicht über die Kategorien, in die das Verhalten der Individuen in den Köderstationsversuchen eingeteilt wurde.

Verhaltenskategorie	Beschreibung
Box außen	Das Versuchstier hält sich in einem Bereich von etwa 30 cm um die Köderstation herum auf.
Box innen	Das Versuchstier hält sich innerhalb der Köderstation auf.
Köderfraß	Das Versuchstier frisst am Köder.

3.3.3 Freilandversuche

Die Freilandversuche fanden von Juni-Juli und von September-Dezember 2017 statt. Es wurden die bereits in den Gehegeversuchen erprobten Kunststoff-Köderstationen (400x300x185 mm)

benutzt. Sie wurden entlang von Mauern und Materialstapeln oder ähnlichen Leitlinien aufgestellt und in Bereichen, in denen frische Nagespuren, frischer Kot oder ausgetretene Laufwege auf Kleinsäugeraktivität hindeuteten. Die Beobachtung des Tierverhaltens um die vertikalen Köderstationen herum und im Boxeninneren erfolgte mit Infrarot-Wildkameras (innen: Moultrie A-30, außen: Moultrie M-40, PRADCO, USA). Die Kameras zur Überwachung des Boxeninneren wurden über das Deckenloch gelegt (Abbildung 2), fixiert und zum Schutz vor Regen und Lichteinfall mit schwarzen 20l-Kunststoff-Beuteln überzogen. Die Kameras zur Außenüberwachung standen in 2-5 m Entfernung von den vertikalen Köderstationen und waren so eingestellt, dass sie bei jeder erkannten Bewegung ein Foto aufzeichneten. Zeitweise wurden einige Kameras so eingestellt, dass sie bei Bewegungen kurze Videosequenzen aufnahmen. Bilder und Videosequenzen wurden entsprechend der für die Gehegeversuche gewählten Verhaltenskategorien minutengenau ausgewertet (Tabelle 5). Je Minute konnten alle drei Verhaltenskategorien auftreten. Aufgrund der hohen Zahl von insgesamt 418.053 Aufnahmen, wurden je Köderstation nur die ersten 15 min einer Stunde ausgewertet. Der Datensatz umfasste dadurch 17.114 Beobachtungen. Wie bei den Gehegeversuchen wurde ein Beobachtungsindex (I_B) berechnet, indem die Beobachtungsminuten je Verhaltenskategorie durch die Gesamtminuten des Beobachtungszeitraums geteilt und mit 1.000 multipliziert wurden.

Der erste Freilandversuch wurde im Sommer auf insgesamt vier Tierhaltungsbetrieben im Westen des Stadtgebietes Münsters durchgeführt (Tabelle 6). Je Durchgang wurden zwei Höfe parallel untersucht. Auf jedem Betrieb standen 10 vertikale Köderstationen. Die Beobachtungen begannen ohne Eingewöhnungszeit, direkt mit dem Aufstellen der Köderstationen. In jeder Box wurde ein etwa 25 g schwerer Riegel aus einer wirkstofffreien Köderpaste (Bayer AG, Monheim) auf 280 mm Höhe befestigt. Die Köderstationen wurden jeweils über drei Wochen hinweg beobachtet, wöchentlich zweimal kontrolliert und fehlender oder stark benagter Köder ersetzt.

Tabelle 6: Freilandversuche vertikale Köderstationen - Versuchsbetriebe

Übersicht über die landwirtschaftlichen Betriebe im Münsterland (Nordrhein-Westfalen), auf denen die Köderannahme in vertikalen Köderstationen durch Wanderratten und Nichtzielarten im Freiland untersucht wurde.

Betrieb	Betriebsform	Gemeinde	Anzahl Köderstationen Sommer 2017	Anzahl Köderstationen Herbst 2017
1	Hühnermast	Münster	10	
2	Freiland-Legehennen	Münster	10	5
3	Schweinemast	Münster	10	5
4	Milchvieh	Münster	10	5
5	Rinder-/Schweinemast	Münster		5

Der zweite Freilandversuch fand im Herbst 2017, wiederum auf vier Tierhaltungsbetrieben statt, wobei im Vergleich zum Sommer ein Betrieb ausgetauscht wurde, da dort kein Wanderrattenbefall mehr vorlag (Tabelle 6). Die Versuche wurden parallel auf allen vier Höfen mit jeweils 5 vertikalen Köderstationen durchgeführt. Zur Eingewöhnung wurden die Boxen über 6 Wochen hinweg zweimal wöchentlich kontrolliert und mit Haferlocken beködert. Im ersten Versuchsdurchgang wurden über 14 Tage hinweg wirkstofffreie Detektions-Köderblöcke (frunol delicia GmbH) in die vertikalen Köderstationen gehängt (Abbildung 2). Die Unterkante der Köderblöcke befand sich dabei auf einer Höhe von 150 mm über dem Boxenboden. Im zweiten Versuchsdurchgang,

der über 9 Tage lief, wurde der Abstand vom Boxenboden zur Unterkante Köderblock auf 200 mm erhöht. Die vertikalen Köderstationen wurden wöchentlich zweimal kontrolliert und stark benagte Köderblöcke ausgetauscht.

3.4 Datenauswertung und statistische Analyse

Alle Daten wurden im Programm Excel (Microsoft Corporation, 2015) zusammengefasst und grafisch ausgewertet. Die statistischen Analysen erfolgten im Programm *R* (R Core Team, 2018) unter *RStudio* (RStudio Team, 2016). Die Entwicklung Linearer Gemischter Modelle (LMM), Generalisierter Linearer Modelle (GLM) und GLMMs erfolgte mit den *R*-Programmpaketen *lme4* (Bates et al., 2015) und *MASS* (Venables & Ripley, 2002), das mit der *maximum-likelihood* Methode modelliert. Die Modelle wurden in der Regel mit Hilfe des *Akaike*-Informationskriteriums (AIC) vereinfacht, die Validität durch die graphische Auswertung der Residuen geprüft und die Dispersion der resultierenden Modelle geprüft. Die anschließenden Signifikanztests erfolgten mit dem *R*-Programmpaket *emmeans* (Lenth et al., 2019) durch paarweisen und mehrfachen Vergleich der Faktoren mittels *Tukey*-Test.

4 Ergebnisse

4.1 Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide

4.1.1 Auswirkung der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide innerhalb von Gebäuden im Vergleich zu in/um Gebäuden auf die Exposition von Nichtzielkleinsäugern

Insgesamt wurden 319 Kleinsäuger aus 3 Familien und 9 Arten bzw. Artengruppen gefangen. Am häufigsten trat die Hausspitzmaus auf, gefolgt von Zwergmaus (*Micromys minutus*), Rötelmaus, Feldmaus, Waldmaus, Wald-/Schabrackenspitzmaus (*Sorex araneus/coronatus*), Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*), Hausmaus und Erdmaus (*Microtus agrestis*). Auf den Höfen, auf denen Köderstationen nur innerhalb von Gebäuden aufgestellt waren, wurden etwa genauso viele Kleinsäuger gefangen wie auf den Höfen, auf denen die Köderstationen in und um Gebäude aufgestellt waren (Tabelle 7). Die Hausmaus wurde bei der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt. Sie ist eine Zielart, die durch den Einsatz antikoagulanter Rodentizide bekämpft werden soll.

Tabelle 7: Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielkleinsäugern – Übersicht Fänge

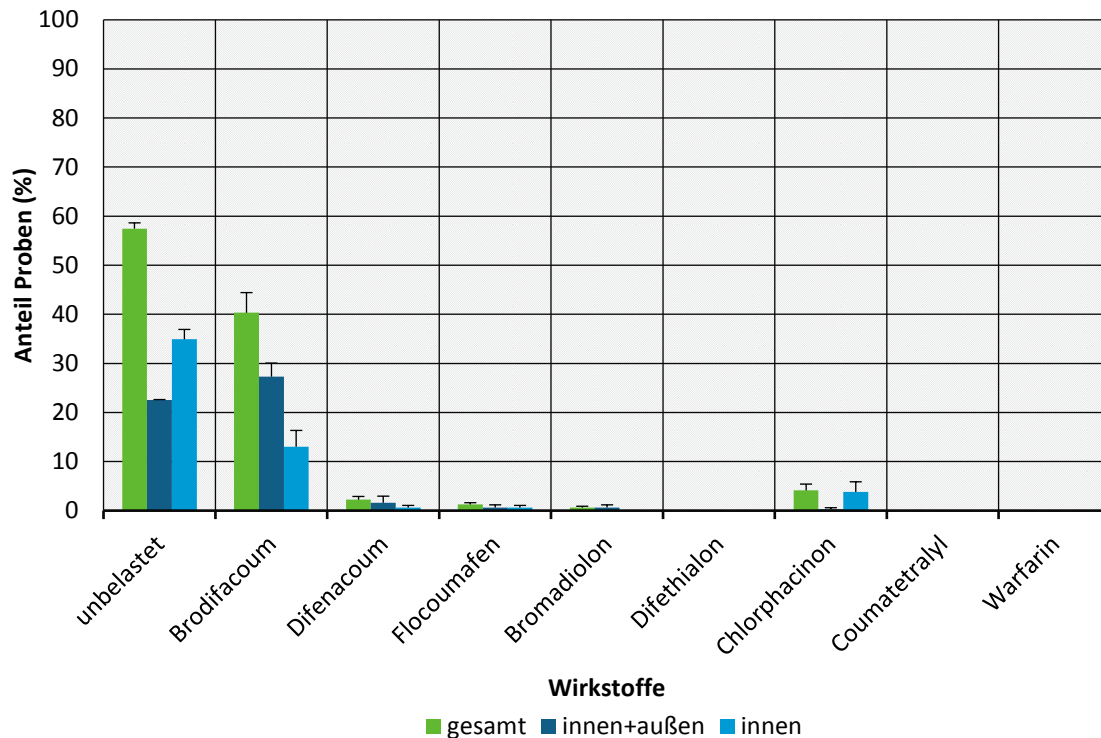
Übersicht über die Kleinsäuger, die während fachgerechter Rattenbekämpfungen auf viehhaltenden Betrieben gefangen wurden. Dargestellt sind die Gesamtfänge (Gesamt), unterteilt in die Fänge auf drei Betrieben, in denen Köderstationen nur innerhalb von Gebäuden aufgestellt waren (Köderstationen innen) und in die Fänge auf drei Betrieben, in denen Köderstationen in und um Gebäude herum aufgestellt waren (Köderstationen innen+außen).

Taxon	Gesamt Anzahl (Anteil)	Köderstationen innen	Köderstationen innen+außen
Gesamt	319 (100%)	157 (49,2%)	162 (50,8%)
Wühlmäuse	76 (23,8%)	58 (18,2%)	18 (5,6%)
Rötelmaus	42 (13,2%)	29 (9,1%)	13 (4,1%)
Feldmaus	31 (9,7%)	26 (8,2%)	5 (1,6%)
Erdmaus	3 (0,9%)	3 (0,9%)	0 (0%)
echte Mäuse	78 (24,5%)	33 (10,3%)	45 (14,1%)
Zwergmaus	49 (15,4%)	16 (5%)	33 (10%)
Waldmaus	20 (6,3%)	12 (3,8%)	8 (2,5%)
Gelbhalsmaus	5 (1,6%)	4 (1,2%)	1 (0,3%)
Hausmaus	4 (1,2%)	1 (0,3%)	3 (0,9%)
Spitzmäuse	165 (51,7%)	66 (20,7%)	99 (31%)
Hausspitzmaus	158 (49,5%)	60 (18,8%)	98 (30,7%)
Wald-/Schabrackenspitzmaus	7 (2,2%)	6 (1,9%)	1 (0,3%)

315 Nichtzielkleinsäuger wurden auf Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe untersucht. Davon waren 181 (57,5%) unbelastet. 134 Individuen (42,5%) wiesen Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe auf. Der für die Rattenbekämpfungen eingesetzte Wirkstoff Brodifacoum trat dabei in

127 Individuen (40,3%) auf. Die Wirkstoffe Chlorphacinon (4,1%), Difenacoum (2,2%), Flo-coumafen (1,3%) und Bromadiolon (0,6%) wurden dagegen nur bei wenigen Tieren gefunden. Difenacoum, Coumatetralyl und Warfarin wurden nicht nachgewiesen (Abbildung 3). In 116 belasteten Kleinsäufern (36,8%) wurde nur ein Wirkstoff nachgewiesen. In 110 Fällen (34,9%) handelte es sich um den eingesetzten Wirkstoff Brodifacoum. 17 Proben (12,7%) enthielten zwei Wirkstoffe und eine Probe (0,8%) enthielt drei Wirkstoffe.

Abbildung 3: Auftreten antikoagulanter Wirkstoffe bei Nichtzielkleinsäufern



Auftreten von Rückständen antikoagulanter Wirkstoffe in Lebergewebsproben von Nichtzielkleinsäufern (N=315), die während Rattenbekämpfungen mit einem Brodifacoum-Köder auf viehhaltenden Betrieben gesammelt wurden (gesamt). Der Köder wurde in Köderstationen ausgebracht, die entweder in und um Gebäude (innen+außen) oder nur innerhalb von Gebäuden (innen) aufgestellt waren. Die Anteile der einzelnen vorgefundenen Wirkstoffe der 2. Generation (Brodifacoum-Difethialon) und der 1. Generation (Chlorphacinon-Warfarin) sind in der Reihenfolge ihrer prozentualen Häufigkeit dargestellt. In einzelnen Individuen traten mehrere Wirkstoffe auf. Difethialon, Coumatetralyl und Warfarin wurden nicht nachgewiesen. Die Fehlerindikatoren geben den Standardfehler (SE) an.

Quelle: JKI

Bei der Köderanwendung nur innerhalb von Gebäuden waren 41 Nichtzielkleinsäuger (26,3%) mit Brodifacoum-Rückständen belastet. Bei der Köderanwendung in und um Gebäude traten mit 86 Individuen (54,1%) etwa doppelt so viele Tiere mit Brodifacoum-Rückständen auf (Tabelle 8, Abbildung 4). In beiden Anwendungsvarianten waren Spitzmäuse gegenüber echten Mäusen und Wühlmäusen prozentual am häufigsten mit Brodifacoum-Rückständen belastet ($p < 0,001$). Zwischen echten Mäusen und Wühlmäusen war das Auftreten in den Anwendungsvarianten ähnlich ($p = 0,08$). Bei den Wühlmäusen traten insgesamt die wenigsten Individuen mit Brodifacoum-Rückständen auf. Sie wurden ausschließlich bei Rötelmäusen gefunden (Tabelle 8).

Bei Anwendung nur innerhalb von Gebäuden reduzierte sich die Exposition für Nichtzielkleinsäuger auf etwa die Hälfte ($p = 0,003$) (Abbildung 6). Dieses Verhältnis zeigte sich auch innerhalb der Spitzmäuse, die am häufigsten gefangen wurden, sowie bei den echten Mäusen ($p = 0,02$). Bei den Wühlmäusen war das Verhältnis umgekehrt: Bei Anwendung nur innerhalb

von Gebäuden trugen dreimal mehr Tiere Brodifacoum-Rückstände als bei Anwendung in und um Gebäude ($p=0,02$), jedoch war die Stichprobenzahl mit insgesamt 8 belasteten Individuen gering (Tabelle 8).

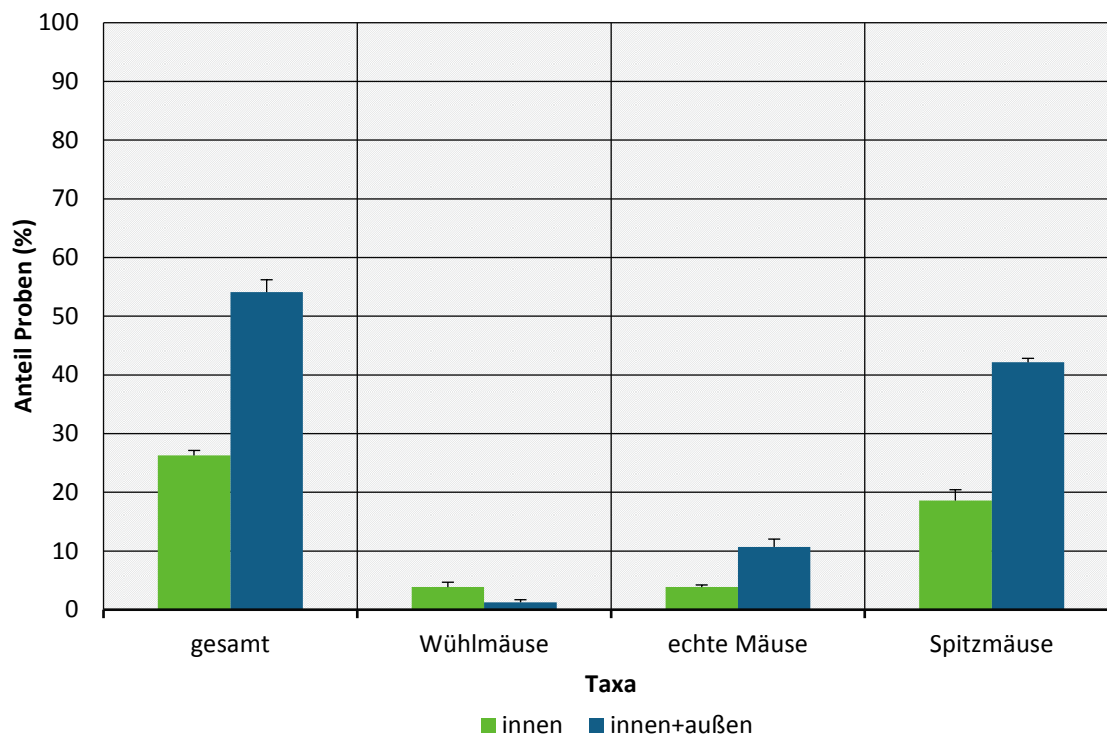
Tabelle 8: Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei Nichtzielkleinsäugetern

Übersicht über das Auftreten von Brodifacoum-Rückständen in Lebergewebsproben von Nichtzielkleinsäugetern während fachgerechter Rattenbekämpfungen auf viehhaltenden Betrieben. Dargestellt ist die Gesamtzahl belasteter Tiere (Gesamt), das Auftreten auf Betrieben, in denen Köderstationen nur innerhalb von Gebäuden standen (Anwendung innen) und das Auftreten auf Betrieben, in denen Köderstationen in und um Gebäude aufgestellt waren (Anwendung innen+außen). Die Prozentangaben beziehen sich auf das jeweilige Taxon.

Taxon	Gesamt Anzahl	Anwendung innen Anzahl (Anteil)	Anwendung innen+außen Anzahl (Anteil)
Gesamt	127	41 (32,3%)	86 (67,7%)
Wühlmäuse	8	6 (75%)	2 (25%)
Rötelmaus	8	6 (75%)	2 (25%)
Feldmaus	0	0 (0%)	0 (0%)
Erdmaus	0	0 (0%)	0 (0%)
echte Mäuse	23	6 (26,1%)	17 (73,9%)
Zwergmaus	16	3 (18,7%)	13 (81,3%)
Waldmaus	6	2 (33,3%)	4 (66,7%)
Gelbhalsmaus	1	1 (100%)	0 (0%)
Spitzmäuse	96	29 (30,2%)	67 (69,8%)
Hausspitzmaus	93	26 (28%)	67 (72%)
Wald-/Schabrackenspitzmaus	3	3 (100%)	0 (0%)

In den Lebergewebsproben der 127 mit Brodifacoum belasteten Nichtzielkleinsäugeter wurden Konzentrationen zwischen 9-19.068 ng/g gemessen. Bei 120 dieser Proben (94,5%) lagen die Konzentrationen zwischen 9-4.283 ng/g. Sieben Proben (5,5%) enthielten sehr hohe Brodifacoum-Konzentrationen zwischen 5.397-19.068 ng/g. Sie wurden als extreme Ausreißer angesehen und deshalb nicht mit in den Vergleich der Anwendungsvarianten und in die statistische Datenanalyse einbezogen. Bei diesen sieben Nichtzielkleinsäugetern mit sehr hohen Brodifacoum-Konzentrationen handelte es sich um fünf Hausspitzmäuse (5.397-9.731 ng/g) und zwei Waldmäuse (15.056 und 19.068 ng/g). Alle wurden auf Höfen mit Köderanwendung in und um Gebäude gefangen. Alle fünf Hausspitzmäuse stammten vom Beginn der Köderauslage. Eines dieser Tiere (7.663 ng/g) wurde tot direkt vor einer Köderstation liegend gefunden, die anderen lebend gefangen. Von den beiden Waldmäusen wurde eine (19.068 ng/g) zu Beginn der Köderanwendung lebend gefangen und eine (15.056 ng/g) zum Ende der Köderanwendung sterbend in einer Köderstation gefunden.

Abbildung 4: Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei unterschiedlichen Anwendungen



Auftreten von Brodifacoum-Rückständen in Lebergewebsproben von Nichtzielkleinsäugetern bei der Köderanwendung in Köderstationen nur innerhalb von Gebäuden (innen) sowie in und um Gebäude (innen+außen). Die Fehlerindikatoren geben den Standardfehler (SE) an.

Quelle: JKI

Auf den Höfen mit Anwendung nur innerhalb von Gebäuden war die mittlere Brodifacoum-Konzentration bei belasteten Tieren (617 ± 656 ng/g, SD) um etwa die Hälfte niedriger als auf Höfen mit Köderanwendung in und um Gebäude (1.409 ± 1.135 ng/g, SD, $p=0,006$, Tabelle 9). Gemittelt über 181 unbelastete Individuen und 120 Individuen mit Brodifacoum-Rückständen, lag die Konzentration bei Köderanwendung nur innerhalb von Gebäuden mit 162 ng/g (± 432 ng/g, SD) etwa drei Viertel niedriger als bei der Köderanwendung in und um Gebäude, mit 732 ng/g (± 1.079 ng/g, SD).

Brodifacoum-Konzentrationen der oberen Konzentrationsklasse traten auf Höfen mit Anwendung nur innerhalb von Gebäuden bei sechs der 41 belasteten Individuen (15%) auf. Auf Höfen mit Anwendung in und um Gebäude war der Anteil mit 35 von 79 belasteten Individuen (44%) fast dreimal so hoch. In der mittleren Konzentrationsklasse betrug der Anteil belasteter Individuen auf Höfen mit Anwendung nur innerhalb von Gebäuden 32% und auf Höfen mit Anwendung in und um Gebäude 33%. Der Anteil belasteter Tiere der unteren Konzentrationsklasse war bei Anwendung nur innerhalb von Gebäuden mit 22 Individuen (54%) mehr als doppelt so hoch wie bei Anwendung in und um Gebäude mit 18 Individuen (23%).

Wühlmäuse wiesen in beiden Anwendungsvarianten die niedrigsten Brodifacoum-Konzentrationen auf, wobei ausschließlich Rötelmäuse betroffen waren und der Stichprobenumfang mit insgesamt 8 belasteten Tieren niedrig war (Tabelle 9). Sieben der belasteten Tiere befanden sich in der unteren Konzentrationsklasse und ein Tier in der mittleren Konzentrationsklasse (Abbildung 6).

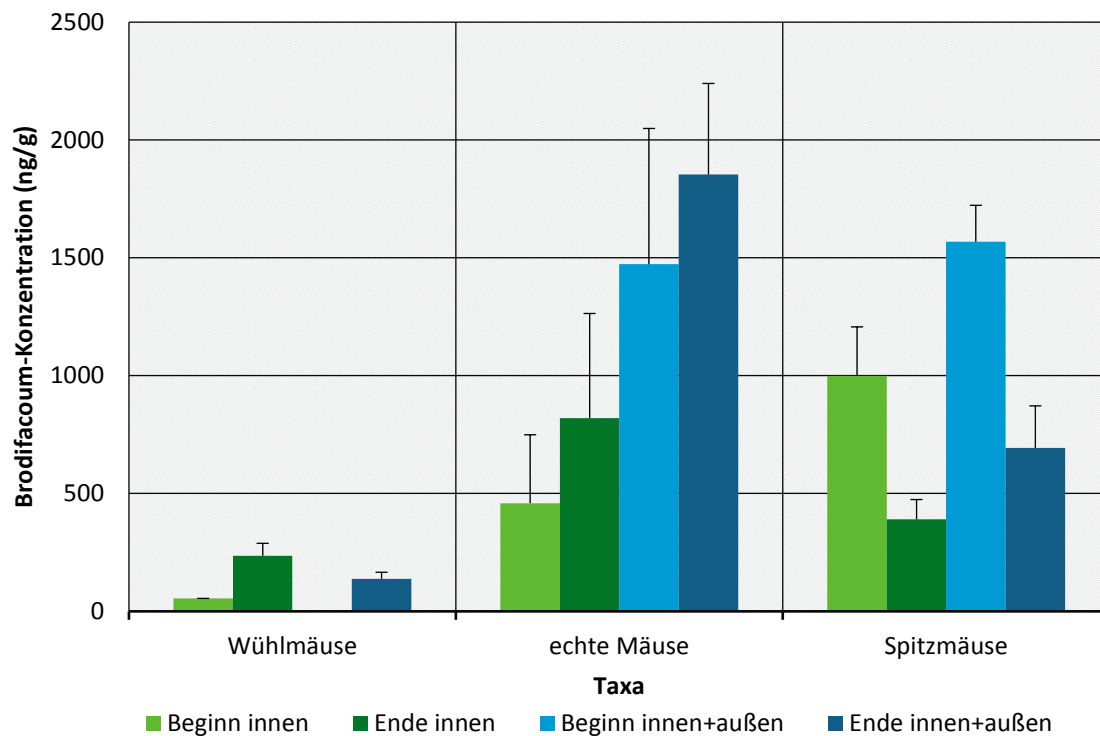
Bei der Köderanwendung nur innerhalb von Gebäuden waren die mittleren Brodifacoum-Konzentrationen belasteter echter Mäuse mit 699 ng/g (± 781 ng/g, SD) etwa 38% niedriger als bei Anwendung in und um Gebäude, bei der die belasteten Individuen im Mittel 1.802 ng/g (± 1.339

ng/g, SD) aufwiesen ($p=0,006$). Bei beiden Anwendungsvarianten waren die Rückstandskonzentrationen zu Beginn und am Ende der Anwendung ähnlich hoch ($p=0,794$) (Abbildung 5). Bei der Anwendung nur innerhalb von Gebäuden trug eins von sechs belasteten Individuen (17%) Brodifacoum-Rückstände der oberen Konzentrationsklasse. Bei der Anwendung in und um Gebäude stieg der Anteil mit 9 von 15 belasteten Individuen (60%) um etwa das Dreifache (Abbildung 6).

Bei belasteten Spitzmäusen traten bei Anwendung nur innerhalb von Gebäuden mittlere Brodifacoum-Konzentrationen von 684 ng/g (± 662 ng/g, SD) auf. Bei der Anwendung in und um Gebäude lagen die mittleren Werte mit 1.357 ng/g (± 1.054 ng/g, SD) etwa doppelt so hoch ($p=0,006$). In beiden Anwendungsvarianten traten zu Beginn der Köderanwendung im Mittel höhere Rückstandskonzentrationen auf als am Ende ($p<0,001$) (Abbildung 5). Bei Anwendung nur innerhalb von Gebäuden befanden sich 5 der 29 belasteten Tiere (17%) in der oberen BR-Konzentrationsklasse. Bei Anwendung in und um Gebäude lag der Anteil mit 26 von 62 belasteten Spitzmäusen (42%) etwa zweieinhalb Mal höher (Abbildung 6).

Spitzmäuse und echte Mäuse waren zu Beginn der Köderanwendung in beiden Anwendungsvarianten etwa gleich stark mit Brodifacoum-Rückständen belastet ($p=0,899$). Am Ende der Anwendung wiesen die Spitzmäuse gegenüber den echten Mäusen in beiden Anwendungsvarianten niedrigere Brodifacoum-Konzentrationen auf ($p=0,002$) (Abbildung 5).

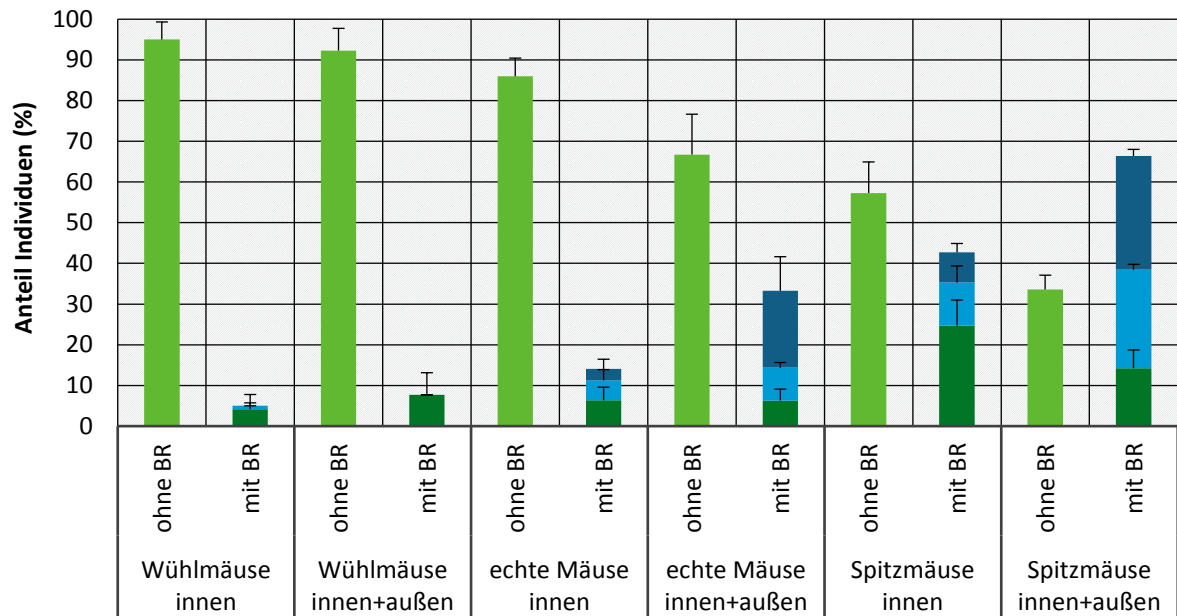
Abbildung 5: Brodifacoum-Konzentrationen bei Nichtzielkleinsäugetern



Dargestellt sind die durchschnittlichen Brodifacoum-Konzentrationen in Lebergewebsproben belasteter Individuen in den drei untersuchten Taxa von viehhaltenden Betrieben während einer fachgerechten Rattenbekämpfung, unterteilt nach Anwendungszeitpunkt (Beginn, Ende) und Ort der Anwendung: nur innerhalb von Gebäuden (innen) sowie in und um Gebäude (innen+außen). Die Fehlerindikatoren geben den Standardfehler (SE) an.

Quelle: JKI

Abbildung 6: Auftreten des Wirkstoffes Brodifacoum in Nichtzielkleinsäugern nach Konzentrationsklassen und Anwendungsvarianten



Taxa sowie Anwendungsort und Auftreten des Wirkstoffes Brodifacoum (BR)

■ ohne BR ■ untere Konzentrationsklasse ■ mittlere Konzentrationsklasse ■ obere Konzentrationsklasse

Ergebnisse der Brodifacoum-Rückstandsuntersuchung für drei Nichtzielkleinsäuger-Taxa für die Anwendungsvarianten nur innerhalb von Gebäuden (innen) sowie in und um Gebäude (innen+außen). Dargestellt ist der Anteil von Tieren ohne Rückstände (ohne BR) und mit Rückständen (mit BR), die anhand der Terzile aus der Messwertreihe aller belasteten Individuen klassifiziert wurden: 9-395 ng/g (untere Konzentrationsklasse), 396-1.384 ng/g (mittlere Konzentrationsklasse) und 1.385-4.283 ng/g (obere Konzentrationsklasse). Abweichend von den Prozentangaben im Text, die sich nur auf Tiere mit Brodifacoum-Rückständen beziehen, sind hier auch die Tiere ohne Rückstände in die Darstellung einbezogen. Die Fehlerindikatoren zeigen den Standardfehler (SE) an.

Quelle: JKI

Tabelle 9: Brodifacoum-Konzentrationen bei Nichtzielkleinsäugern

Übersicht über die Brodifacoum-Konzentrationen (ng/g) in Lebergewebsproben belasteter Nichtzielkleinsäuger von viehhaltenden Betrieben, auf denen Fraßköder zur Rattenbekämpfung bei guter fachlicher Anwendung nur innerhalb von Gebäuden (Anwendung innen) oder in und um Gebäude (Anwendung innen+außen) ausgebracht wurden. Dargestellt sind die Mittelwerte mit Standardabweichung (MW $\pm$ SD), Median sowie Minimal- und Maximalwerte (Min-Max). Nicht einbezogen sind sieben Individuen mit Extremwerten. Details dazu sind im Text beschrieben (Kap. 4.1.1.).

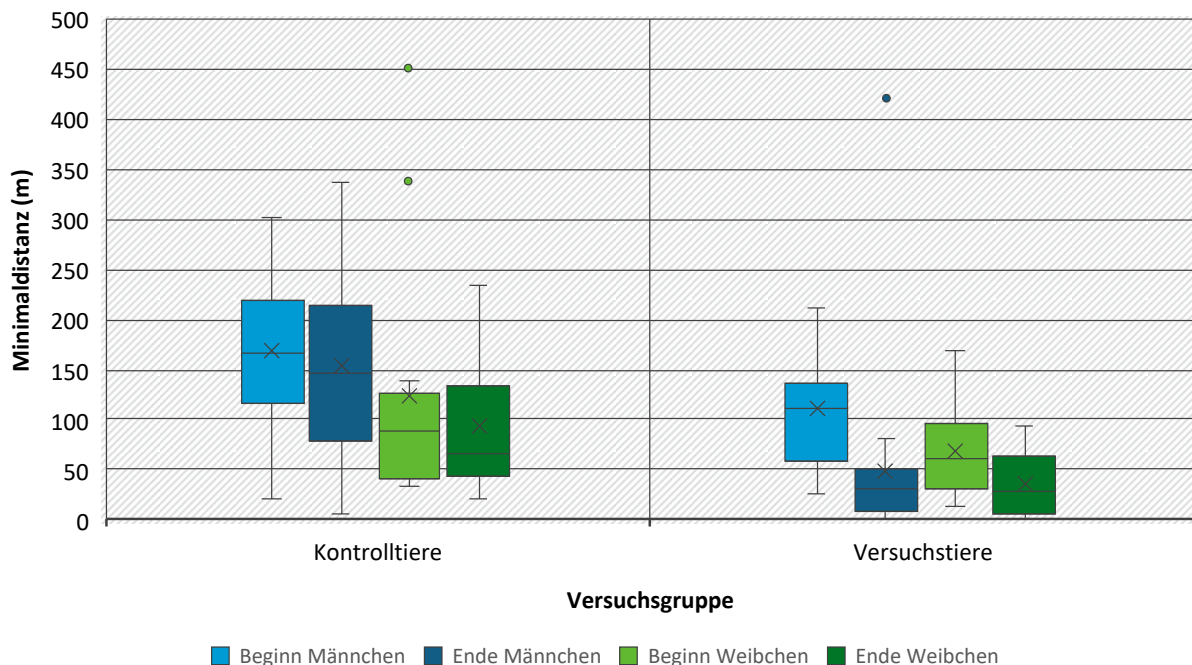
Taxon	Anwendung innen				Anwendung innen+außen			
	Anzahl	MW $\pm$ SD	Median	Min-Max	Anzahl	MW $\pm$ SD	Median	Min-Max
Gesamt	41	617 $\pm$656	377	9-2.571	79	1.409 $\pm$1.135	1.378	18-4.283
Wühlmäuse	6	206 $\pm$127	184	55-442	2	98 $\pm$80	98	18-177
Rötelmaus	6	206 $\pm$ 127	184	55-442	2	98 $\pm$ 80	98	18-177
Feldmaus	0	0	0	0	0	0	0	0
Erdmaus	0	0	0	0	0	0	0	0
echte Mäuse	6	699 $\pm$781	466	9-2.192	15	1.802 $\pm$1.339	2.144	24-3.836
Zwergmaus	3	1.041 $\pm$ 878	869	62-2.192	13	2.074 $\pm$ 1.231	2.176	104-3.836
Waldmaus	2	512 $\pm$ 503	512	9-1.015	2	38 $\pm$ 14	38	24-52
Gelbhalsmaus	1	48	48	48	0	0	0	0
Spitzmäuse	29	684 $\pm$662	396	17-2.571	62	1.357 $\pm$1.054	1.303	38-4.283
Hausspitzmaus	26	708 $\pm$ 682	462	17-2.571	62	1.357 $\pm$ 1.054	1.303	38-4.283
Wald-/Schabrackenspitzmaus	3	484 $\pm$ 406	360	61-1.032	0	0	0	0

4.1.2 Bewegungsmuster und Sterbeorte von Wanderratten

Von 103 gefangenen Wanderratten waren 69 Tiere schwerer als 200 g, so dass sie mit Telemetriesendern markiert werden konnten. 16 Wanderratten wurden als Kontrolltiere ohne Verabreichung der Brodifacoum-Lösung besendert und freigelassen. 53 Versuchstieren wurde Brodifacoum-Lösung mit individueller gewichtsbezogener zweifacher LD₅₀ Dosis verabreicht. Drei Versuchstiere wurden innerhalb weniger Stunden nach ihrer Freilassung von Hofhunden gefangen, drei Versuchstiere verloren die Telemetriesender und vier Versuchstiere überlebten die verabreichte Dosis Brodifacoum-Lösung. Sie wurden nicht in die Auswertung einbezogen. Keines der Versuchstiere wurde von wildlebenden Fressfeinden gefangen und es wurden auch keine Kadaver verschleppt. Von den 16 Kontrolltieren wurden im Versuchszeitraum drei von Fressfeinden gefangen. Ein Kontrolltier wurde von einem Mäusebussard (*Buteo buteo*) geschlagen, zwei Kontrolltiere vermutlich von einem Uhu (*Bubo bubo*).

Für die Untersuchung der Bewegungsaktivität wurden die Daten von 16 Kontrolltieren (7 Männchen, 9 Weibchen) und 36 Versuchstieren (23 Männchen, 13 Weibchen) ausgewertet. Die Bewegungsaktivität, d.h. die zurückgelegte Minimaldistanz der Kontrolltiere beider Geschlechter, änderte sich im Versuchszeitraum nicht ($p=0,502$) (Abbildung 7). Die Minimaldistanzen betrugen durchschnittlich 132 m. Sie waren bei den Männchen mit 160 m (erster Beobachtungstag: 168 m; letzter Beobachtungstag: 153 m) etwa 32% größer als bei den Weibchen mit 109 m (erster Beobachtungstag: 124 m, letzter Beobachtungstag: 94 m) ($p=0,035$). Bei den Versuchstieren nahm die Bewegungsaktivität bei beiden Geschlechtern vom ersten zum letzten Beobachtungstag um etwa die Hälfte ab ($p=0,002$) (Abbildung 7). Bei den Männchen schrumpften die Minimaldistanzen von 111 m auf 49 m, bei den Weibchen von 69 m auf 35 m.

Abbildung 7: Entwicklung der Bewegungsaktivität von Wanderratten



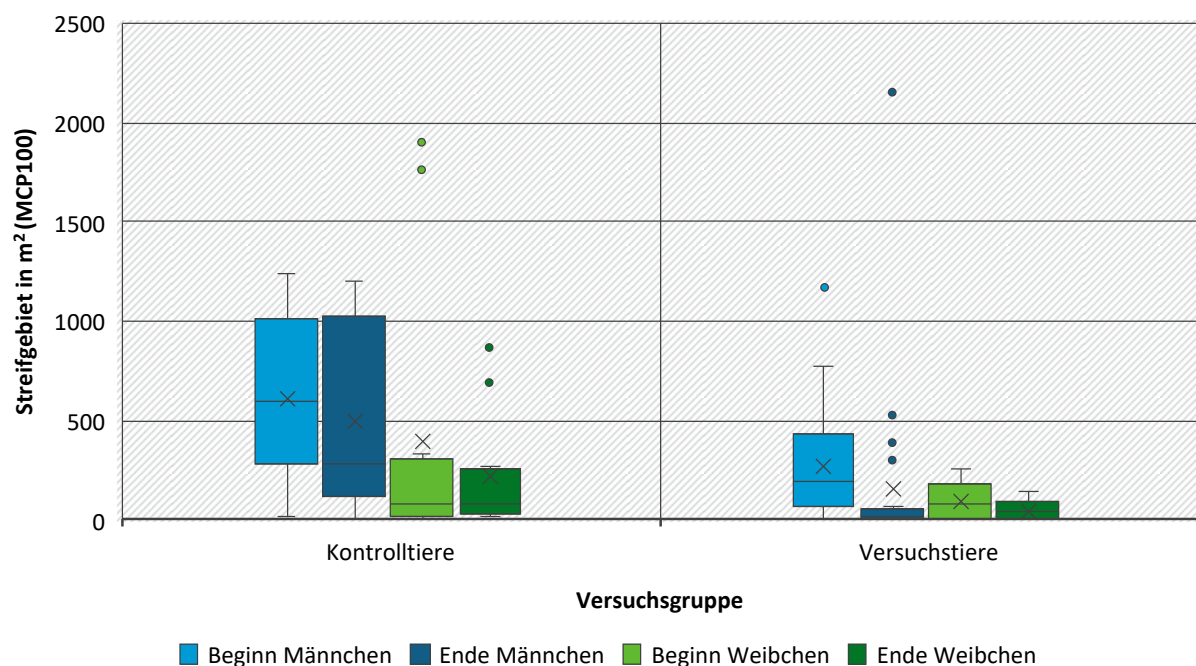
Dargestellt ist die Änderung der Minimaldistanzen der untersuchten Wanderratten zwischen ihren Ortungspunkten für Kontrolltiere und Versuchstiere, unterteilt nach erstem Versuchstag (Beginn) und letzten Versuchstag (Ende) sowie nach Geschlecht (Männchen, Weibchen). Versuchstiere erhielten zu Beginn eine Brodifacoum-Lösung (doppelte LD₅₀) verabreicht. In den Boxplots geben die Kreuze den Mittelwert, die horizontalen Linien den Median und die vertikalen Linien die Streuung außerhalb der oberen und unteren Quartile an. Statistische Ausreißer sind als Punkte dargestellt.

Quelle: JKI

Bei den Versuchstieren war die Bewegungsaktivität der Männchen zu Beginn der Anwendung etwa 38%, am Ende noch etwa 29% höher als bei den Weibchen ($p=0,035$). Am letzten Beobachtungstag waren die Minimaldistanzen der Versuchstiere etwa zwei Drittel kleiner als bei den Kontrolltieren ($p=0,001$).

Streifgebietsgrößen (100% Minimum Convex Polygon) konnten für 15 Kontrolltiere (7 Männchen, 8 Weibchen) und 34 Versuchstiere (23 Männchen, 11 Weibchen) berechnet werden. Die Kontrolltiere zeigten insgesamt größere Streifgebiete als die Versuchstiere ($p<0,001$). Dieser Unterschied wurde bereits am ersten Beobachtungstag deutlich (Abbildung 8). Innerhalb der Kontroll- und der Versuchsgruppe blieben die Streifgebietsgrößen zwischen erstem und letzten Beobachtungstag ähnlich ($p=0,093$). In beiden Versuchsgruppen wiesen Männchen größere Streifgebiete auf als Weibchen ($p=0,003$). Bei den Kontrolltieren waren sie bei den Männchen am ersten Beobachtungstag mit 609 m^2 etwa ein Drittel größer als die der Weibchen mit 388 m^2 . Am letzten Beobachtungstag wiesen die Männchen mit 497 m^2 mehr als doppelt so große Streifgebiete auf als die Weibchen mit 212 m^2 (Abbildung 8). Bei den Versuchstieren waren die Streifgebiete der Männchen mit 274 m^2 am ersten Beobachtungstag und 158 m^2 am letzten Beobachtungstag etwa dreimal so groß wie die der Weibchen mit 94 m^2 bzw. 45 m^2 (Abbildung 8).

Abbildung 8: Entwicklung der Streifgebietsgrößen von Wanderratten



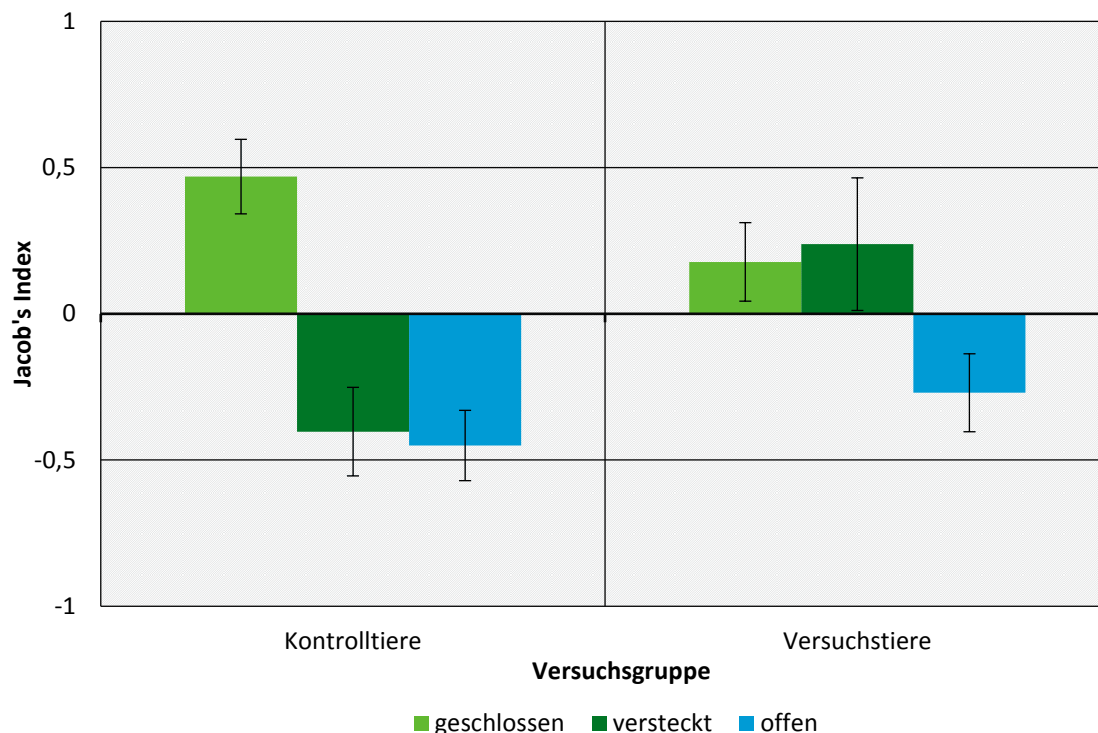
Dargestellt ist die Änderung der Streifgebietsgrößen (MCP100) der untersuchten Wanderratten für Kontrolltiere und Versuchstiere, unterteilt nach erstem Versuchstag (Beginn) und letzten Versuchstag (Ende) sowie nach Geschlecht (Männchen, Weibchen). Versuchstiere erhielten zu Beginn eine Brodifacoum-Lösung (doppelte LD_{50}) verabreicht. In den Boxplots geben die Kreuze den Mittelwert, die horizontalen Linien den Median und die vertikalen Linien die Streuung außerhalb der oberen und unteren Quartile an. Statistische Ausreißer sind als Punkte dargestellt.

Quelle: JKI

Kontroll- und Versuchstiere wurden am häufigsten in geschlossenen Habitatstrukturen beobachtet, die für Fressfeinde nicht oder nur stark eingeschränkt zugänglich waren ($p < 0,001$). 3.153 (76%) Ortungspunkte lagen innerhalb von Gebäuden, in Materialstapeln und Schutthäufen sowie in abgedeckten Fahrhilfen. In offenen, für Fressfeinde leicht zugänglichen Habitatstrukturen, wie kurzrasigen Grünflächen, auf Fahrwegen und auf versiegelten Flächen wurden die Tiere 686 (16%) mal beobachtet. 344 (8%) der Beobachtungen erfolgten in geschützten Habitatstrukturen wie Hecken, in Brennesselfläuren und auf Feldern mit dichter Vegetation. Zwischen Kontroll- und Versuchstieren bestand kein Unterschied in der Beobachtungshäufigkeit in den einzelnen Habitatstrukturen ($p = 0,174$).

Die Jacobs Indizes für die gewählten Habitatkategorien *geschlossen*, *geschützt* und *offen* (Tabelle 3) lagen sowohl für die Versuchstiere als auch für die Kontrolltiere meist deutlich unter Werten von 0,5 (Abbildung 9). Die Nutzung dieser Strukturen erfolgte demnach in beiden Versuchsgruppen in etwa entsprechend ihres Flächenanteils in den Streifgebieten. Tendenziell zeigte sich, dass innerhalb ihrer Streifgebiete sowohl Kontrolltiere ($p < 0,001$) als auch Versuchstiere ($p = 0,036$) geschlossene Strukturen eher bevorzugten und offene Strukturen eher mieden (Abbildung 9).

Abbildung 9: Nutzung verschiedener Habitatstrukturen durch Wanderratten



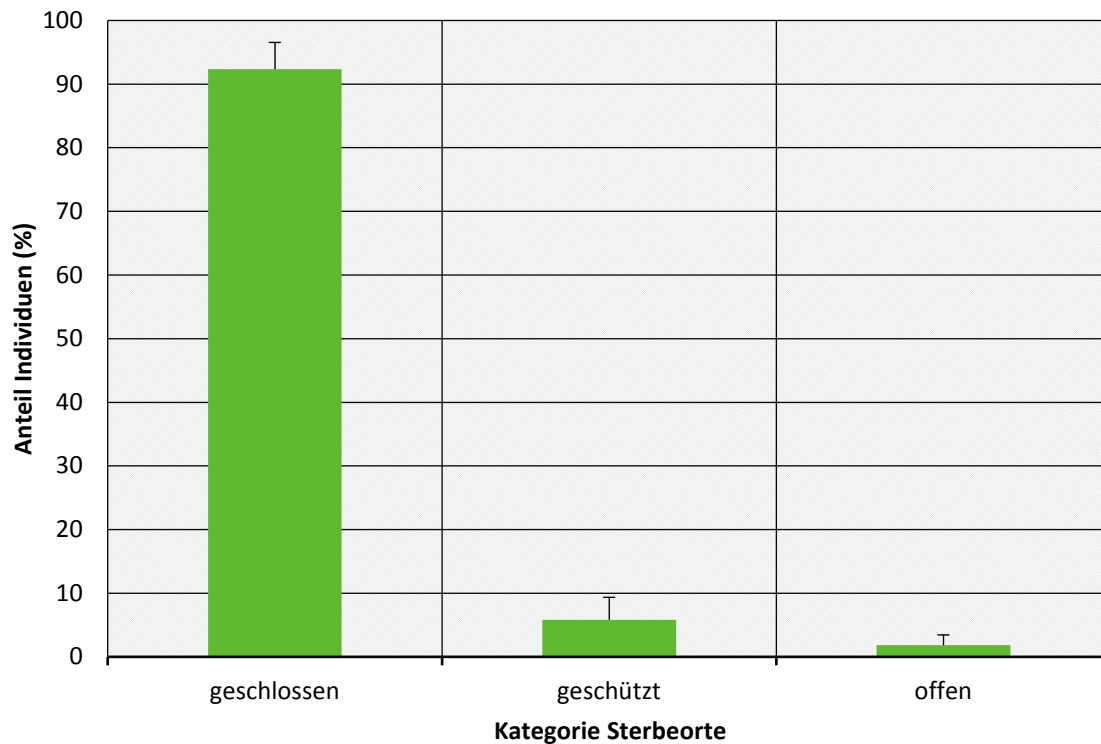
Dargestellt ist die Präferenz von Versuchs- und Kontrolltieren für Habitate mit geschlossenen, geschützten und offenen Strukturen (Kapitel 3.1.2., Tabelle 3) anhand des Jacobs Index (Y-Achse). Der Jacobs Index ist ein Maß für Meidung (-1) oder Bevorzugung (+1) gewählter Habitatstrukturen im Verhältnis zum ihrem Auftreten in den Streifgebieten der untersuchten Tiere. Werte nahe Null sprechen für eine Nutzung der Strukturen entsprechend der Häufigkeit ihres Auftretens im Streifgebiet. Die Fehlerindikatoren geben den Standardfehler (SE) an.

Quelle: JKI

Die Sterbeorte konnten von 43 der mit Brodifacoum behandelten Individuen (27 Männchen, 16 Weibchen) ermittelt werden. 37 (86%) Versuchstiere starben unzugänglich für größere Fressfeinde und Anwendende. Von diesen Tieren lagen 23 (53%) innerhalb von Gebäuden, unter Fußböden, in Zwischenwänden und Zwischendecken. Außerhalb von Gebäuden wurden 14 (33%) Kadaver unzugänglich in Erdbauen, Holz- und Steinhaufen sowie Materialstapeln gefunden. Vier

(9%) Individuen lagen versteckt in dichter Vegetation, vor allem in Brennesselfluren, wo sie für Greifvögel und Eulen nicht erreichbar waren. Anwendende hätten diese Kadaver nicht finden können. Zwei (5%) Individuen starben für Fressfeinde offen zugänglich auf Fahrwegen (Abbildung 10). Diese Kadaver waren für Anwendende auffindbar.

Abbildung 10: Sterbeorte mit Brodifacoum behandelter Wanderratten

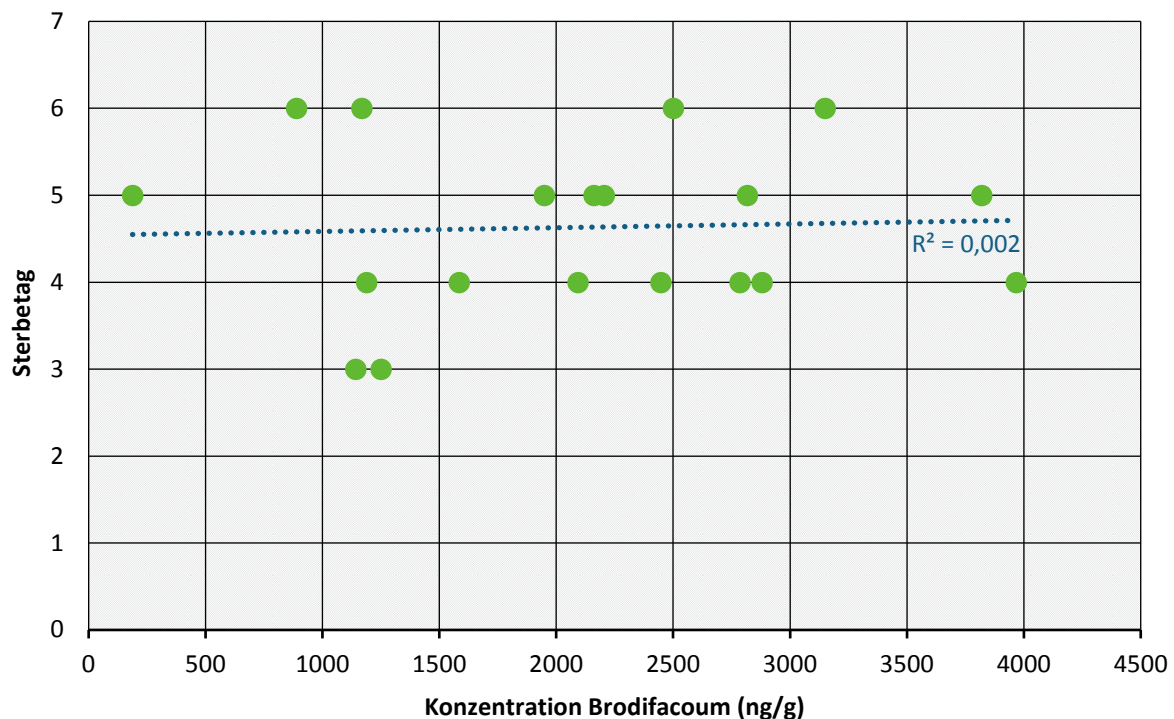


Dargestellt ist die Verteilung der Sterbeorte von Wanderratten (in Prozent), die mit einer doppelten LD₅₀-Dosis Brodifacoum behandelt wurden. Die Sterbeorte sind nach der Zugänglichkeit für Fressfeinde in nicht zugänglich (geschlossen), bedingt zugänglich (geschützt) und frei zugänglich (offen) kategorisiert (siehe Tabelle 3). Die Fehlerindikatoren geben den Standardfehler (SE) an.

Quelle: JKI

Die mit einer doppelten LD₅₀ Dosis Brodifacoum behandelten Versuchstiere starben zwischen dem 3.-6. Versuchstag, die meisten am 4.-5. Versuchstag. 19 der Versuchstiere (12 Männchen, 7 Weibchen) konnten nach ihrem Tod innerhalb weniger Stunden geborgen und auf Brodifacoum-Rückstände untersucht werden. Die Brodifacoum-Konzentration im Lebergewebe betrug im Mittel 2.115 ng/g (188-3.967 ng/g). Sie lag bei den Männchen mit durchschnittlich 1.744 ng/g um etwa 63% niedriger als bei den Weibchen mit 2.752 ng/g. Der Sterbetag korrelierte nicht mit der Höhe der gemessenen Brodifacoum-Konzentrationen ($p=0,854$) (Abbildung 11).

Abbildung 11: Brodifacoum-Konzentrationen in Lebergewebsproben von Wanderrattenkadavern



Dargestellt ist die Beziehung von Sterbetag und Brodifacoum-Konzentration in Lebergewebsproben von Wanderratten (N=19). Die Tiere wurden zu Beginn der Untersuchung jeweils mit der gleichen Dosis Brodifacoum-Lösung (doppelte LD₅₀) behandelt, mit Hilfe von Radio-Telemetriesendern bis zum Tod überwacht und dann innerhalb weniger Stunden bei -20°C konserviert. Sterbetag und Brodifacoum-Konzentration korrelierten nicht (lineare Trendlinie; Bestimmtheitsmaß R²). Die gemessenen Brodifacoum-Rückstände unterschieden sich individuell stark, obwohl den Versuchstieren jeweils die gleiche Dosis Brodifacoum verabreicht wurde.

Quelle: JKI

4.2 Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulantem Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen

4.2.1 Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Singvögeln im ländlichen Raum

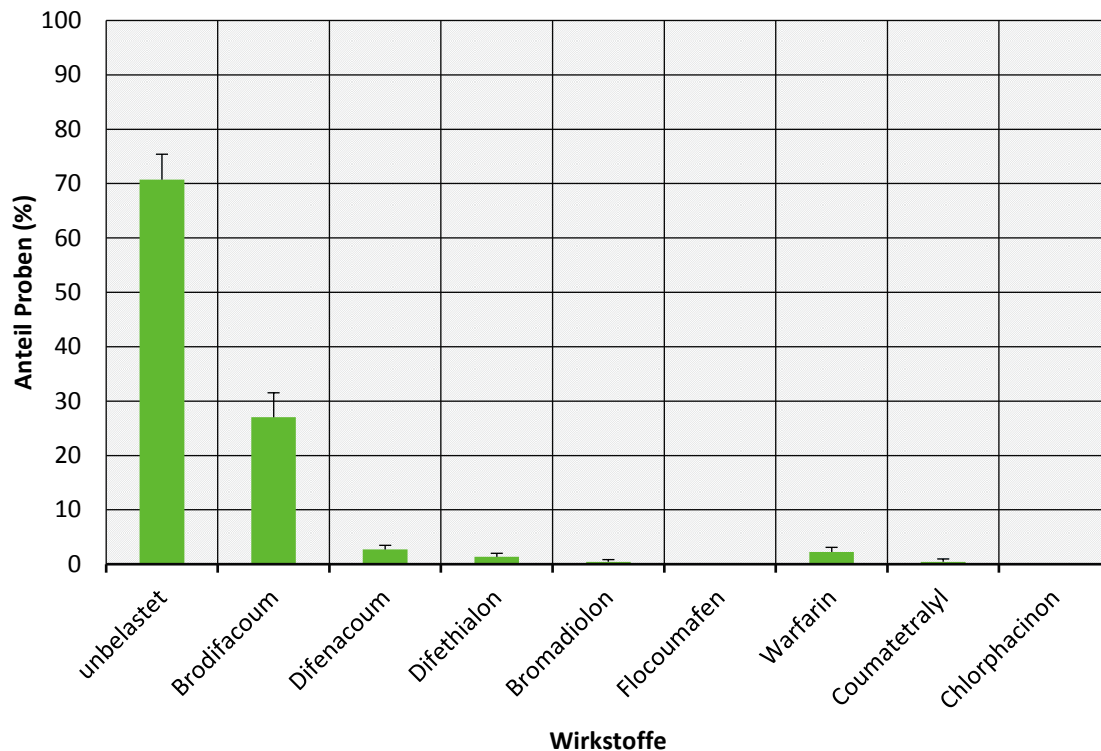
Insgesamt wurden 222 Singvögel aus 13 Arten analysiert. Bei diesen Singvögeln handelte es sich um Beifänge aus einer Studie, bei der Kleinsäuger mit Schlagfallen gefangen und auf Rodentizidrückstände untersucht wurden (Jacob et al., 2018). Die am häufigsten aufgetretenen Singvogelarten waren Kohlmeise, Rotkehlchen, Heckenbraunelle und Buchfink. Neun weitere Arten traten nur vereinzelt auf. Von ihnen wurden jeweils weniger als 10 Tiere gefangen (Tabelle 10).

In 157 Singvögeln (70,7%) wurden keine antikoagulantem Wirkstoffe im Lebergewebe nachgewiesen. 65 Individuen (29,3%) waren mit Rückständen belastet. Der für die Rattenbekämpfung eingesetzte Wirkstoff Brodifacoum wurde in 60 Singvögeln (27%) gefunden (Abbildung 12). Bei den Arten mit mehr als 10 untersuchten Individuen trat er am häufigsten bei Rotkehlchen (46,2%) auf, gefolgt von Heckenbraunelle (38,5%), Kohlmeise (21%) und Buchfink (12,5%) (Tabelle 10). Die Wirkstoffe Difenacoum (2,7%), Difethialon (1,4%), Bromadiolon (0,5%), Warfarin (2,3%) und Coumatetralyl (0,5%) traten nur in wenigen Proben auf. Flocoumafen und Chlorphacinon wurden nicht nachgewiesen (Abbildung 12, Tabelle 10).

In 58 der mit Rückständen belasteten Singvögel (89,2%) wurde ein einzelner Wirkstoff gefunden. In 53 Fällen (81,5%) handelte es sich um das bei der Rattenbekämpfung eingesetzte

Brodifacoum. Drei Proben (4,6%) enthielten Warfarin, und je 1 Probe (1,5%) Bromadiolon bzw. Difethialon. Vier Proben (6,2%) enthielten mit Brodifacoum und Difenacoum zwei Wirkstoffe. In drei Proben (4,6%) mit drei Wirkstoffen waren Brodifacoum und Difethialon je einmal mit Difenacoum, Coumatetralyl und Warfarin assoziiert.

Abbildung 12: Auftreten antikoagulanter Rodentizidrückstände bei Singvögeln



Auftreten antikoagulanter Wirkstoffe aus Lebergewebsproben von 222 Singvögeln (Beifänge) von viehhaltenden Betrieben während fachgerechter Rattenbekämpfungen mit einem Brodifacoum-Köder. Die Anteile der einzelnen Wirkstoffe der 2. Generation (Brodifacoum-Flocoumafen) und der 1. Generation (Warfarin-Chlorphacinon) sind in der Reihenfolge ihrer prozentualen Häufigkeit dargestellt. In einzelnen Individuen traten mehrere Wirkstoffe auf, deshalb ist der Balken „belastet“ niedriger als die Summe der Anteile der Einzelwirkstoffe. Flocoumafen und Chlorphacinon wurden nicht nachgewiesen. Die Fehlerindikatoren geben den Standardfehler (SE) an.

Quelle: JKI

Unter den vier häufigsten Singvogelarten war der Anteil mit Brodifacoum belasteter Individuen beim Rotkehlchen (46,2%) am höchsten, gefolgt von Heckenbraunelle (38,5%), Kohlmeise (21%) und Buchfink (12,5%) (Tabelle 10). Im Lebergewebe belasteter Singvögel wurden Brodifacoum-Konzentrationen zwischen 4-7.809 ng/g gemessen (Tabelle 10). Die mittlere Brodifacoum-Konzentration im Lebergewebe belasteter Individuen (N=60) betrug 454 ng/g (± 1.181 ng/g, SD). Unter Einbeziehung aller 157 unbelasteten Singvögel und der 60 mit Brodifacoum belasteten Singvögel (N=217) lag die mittlere Brodifacoum-Konzentration bei 126 ng/g (± 653 ng/g, SD).

Tabelle 10: Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei Singvögeln

Übersicht über das Auftreten von Brodifacoum-Rückständen in Lebergewebsproben von Singvögeln (Beifänge) während fachgerechter Rattenbekämpfung auf viehhaltenden Betrieben. Dargestellt ist die Zahl untersuchter Individuen der einzelnen Arten entsprechend ihrer Häufigkeit (Gesamt) und die Zahl der mit Brodifacoum-Rückständen belasteter Individuen (Belastet). Der Anteil (%) bei den belasteten Individuen bezieht sich auf die Gesamtzahl der untersuchten Individuen der betreffenden Art. Mittelwert und Standardabweichung (MW $\pm$ SD), Median (Median) sowie Minimal- und Maximalkonzentrationen (Min/Max) des untersuchten Wirkstoffes Brodifacoum beziehen sich ausschließlich auf die belasteten Individuen und nicht auf die Gesamtzahl der untersuchten Tiere dieser Art.

Taxon	Gesamt N (%)	Belastet N (%)	MW $\pm$ SD ng/g	Median ng/g	Min/Max ng/g
Kohlmeise	100 (45%)	21 (21%)	902 $\pm$ 1.855	333	20-7.809
Rotkehlchen	52 (23,4%)	24 (46,2%)	271 $\pm$ 434	153	14-2.151
Heckenbraunelle	26 (11,7%)	10 (38,5%)	151 $\pm$ 127	96	14-348
Buchfink	16 (7,2%)	2 (12,5%)	139 $\pm$ 99	139	40-239
Blaumeise	9 (4,1%)	1 (11,1%)	31	31	31
Haus Sperling	6 (2,7%)	0	0	0	0
Zaunkönig (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	4 (1,8%)	0	0	0	0
Amsel	2 (0,9%)	2 (100%)	6 $\pm$ 2	6	4-8
Hausrotschwanz (<i>Phoenicurus ochruros</i>)	2 (0,9%)	0	0	0	0
Feldsperling (<i>Passer montanus</i>)	2 (0,9%)	0	0	0	0
Sumpfmeise (<i>Poecile palustris</i>)	1 (0,5%)	0	0	0	0
Rohrhammer (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	1 (0,5%)	0	0	0	0
Kleiber (<i>Sitta europaea</i>)	1 (0,5%)	0	0	0	0
Gesamt	222 (100%)	60 (27%)	454 $\pm$1.181	161	4-7.809

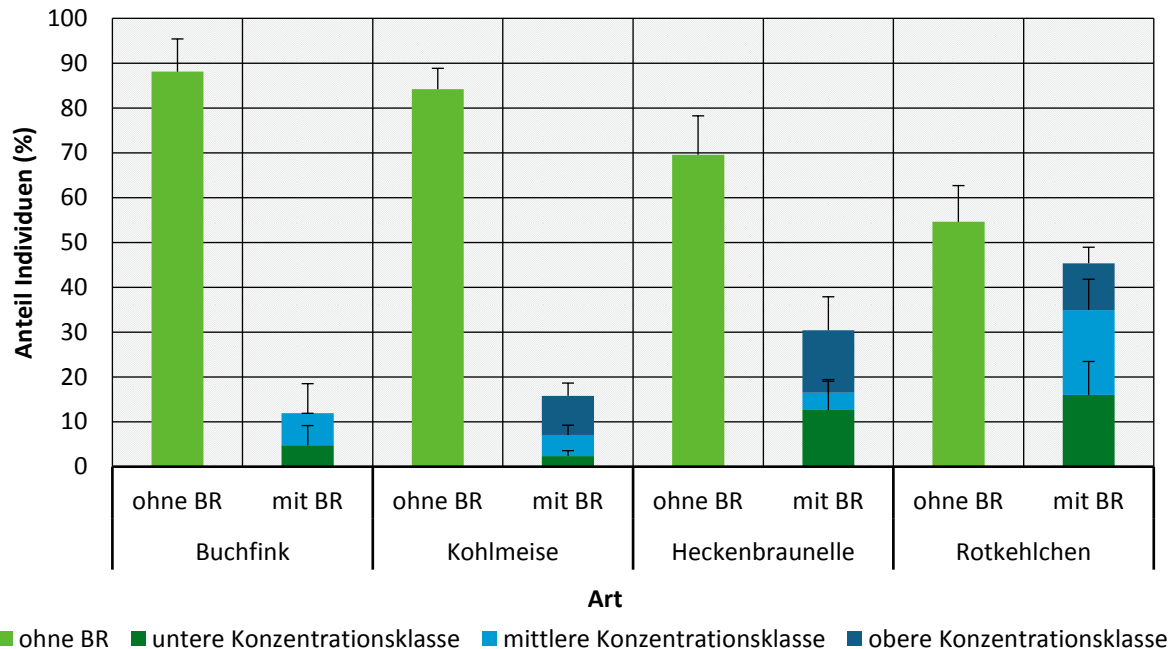
Mit 902 ng/g ($\pm$ 1.855 ng/g, SD) trugen belastete Kohlmeisen im Mittel die höchsten Brodifacoum-Konzentration (Tabelle 10). Bei zwei Individuen traten mit 4.951 ng/g und 7.808 ng/g auch die höchsten gemessenen Einzelwerte auf. Bei Betrachtung der gemessenen Brodifacoum-Konzentrationen nach Konzentrationsklassen (siehe Kapitel 3.2.1) traten bei jeweils fünf belasteten Individuen (23,8%) Werte der unteren und mittleren Konzentrationsklasse auf und bei 11 belasteten Individuen (52,4%) Werte der oberen Konzentrationsklasse (Abbildung 13).

Bei belasteten Rotkehlchen lag die mittlere Brodifacoum-Konzentration mit 271 ng/g ($\pm$ 434 ng/g, SD) über zwei Drittel niedriger als bei belasteten Kohlmeisen. Nach Konzentrations-

klassen unterteilt traten bei sechs belasteten Individuen (25%) Werte der unteren Konzentrationsklasse, bei 11 belasteten Individuen (45,8%) Werte der mittleren Konzentrationsklasse und bei sieben belasteten Individuen (29,2%) Werte der oberen Konzentrationsklasse auf (Abbildung 13). Bei belasteten Heckenbraunellen und Buchfinken wurden mit mittleren Brodifacoum-Konzentrationen von 151 ng/g (± 127 ng/g, SD) und 139 ng/g (± 99 ng/g, SD) die niedrigsten Werte bei den häufig gefangenen Singvogelarten gemessen. Fünf belastete Heckenbraunellen (50%) waren der unteren Konzentrationsklasse, zwei belastete Individuen (20%) der mittleren Konzentrationsklasse und drei belastete Individuen (30%) der oberen Konzentrationsklasse zugehörig. Bei Buchfinken wurden insgesamt nur zwei belastete Individuen gefunden, jeweils ein Individuum (50%) in der unteren und in der mittleren Konzentrationsklasse (Abbildung 13). Bei zwei weiteren Arten lagen die Brodifacoum-Rückstände in der unteren Konzentrationsklasse: eine Blau-*meise* (*Cyanistes caeruleus*) trug 31 ng/g, und bei zwei Amseln wurden 4 und 6 ng/g gemessen.

Die Rückstände anderer antikoagulanter Wirkstoffe, die bei der zuvor durchgeführten Bekämpfung nicht eingesetzt wurden, lagen meist im Bereich der unteren bis mittleren Konzentrationsklasse. Difenacoum (18-165 ng) trat bei zwei Rotkehlchen und drei Kohlmeisen immer in Kombination mit Brodifacoum (150-4.951 ng) auf, bei einer Kohlmeise wurde außerdem noch Warfarin (34 ng/g) nachgewiesen. Difethialon wurde bei einer Kohlmeise alleine (19 ng/g), bei einer Kohlmeise in Kombination mit Brodifacoum und Warfarin (76/356/55 ng/g) und bei einem Rotkehlchen in Kombination mit Brodifacoum und Coumatetralyl (111/276/43 ng/g) gefunden. Bromadiolon trat bei einem Rotkehlchen mit 91 ng/g auf. Warfarin wurde bei einer Kohlmeise (142 ng/g), einem Haussperling (31 ng/g) und einer Heckenbraunelle (21 ng/g) nachgewiesen.

Abbildung 13: Auftreten des Wirkstoffes Brodifacoum in Singvögeln nach Konzentrationsklassen



Ergebnisse der Brodifacoum-Rückstandsuntersuchung von vier Singvogelarten. Dargestellt ist der Anteil von Tieren ohne Rückstände (ohne BR) und mit Rückständen (mit BR), die anhand der Terzile aus der Messwertreihe aller belasteten Individuen klassifiziert wurden: 4-65 ng/g (untere Konzentrationsklasse), 66-264 ng/g (mittlere Konzentrationsklasse) und 265-7.809 ng/g (obere Konzentrationsklasse). Abweichend von den Prozentangaben im Text, die sich nur auf Tiere mit Brodifacoum-Rückständen beziehen, sind hier auch die Tiere ohne Rückstände in die Darstellung einbezogen. Die Fehlerindikatoren zeigen den Standardfehler (SE) an.

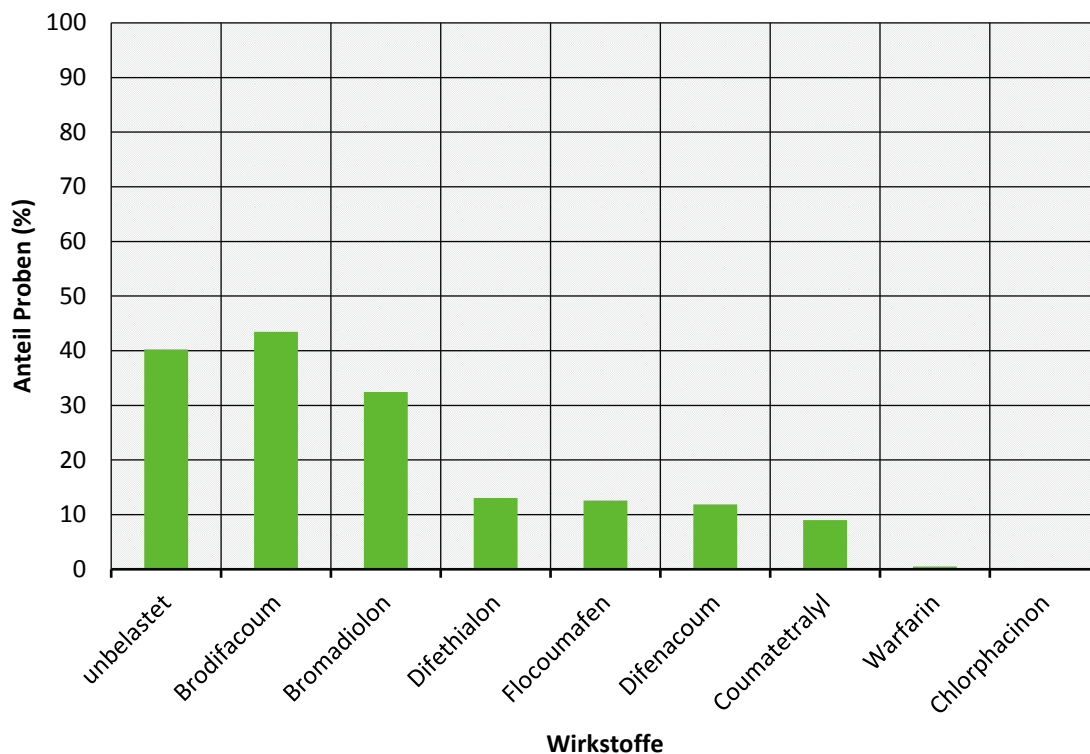
Quelle: JKI

3.1.1 Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Rotfüchsen aus ländlichen und urbanen Räumen

Zusammen mit den Daten aus einer früheren Studie (Jacob et al., 2018) wurden 589 Lebergewebsproben ausgewertet. Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe wurden im Lebergewebe von 352 Rotfüchsen (59,8%) gefunden. 237 Individuen (40,2%) waren unbelastet. Brodifacoum und Bromadiolon traten am häufigsten auf. Sie wurden in 256 (43,5%) und 191 (32%) der Proben nachgewiesen. Es folgten die Wirkstoffe der 2. Generation, Difethialon (13,2%), Flocoumafen (12,7%) und Difenacoum (12,1%). Mit Coumatetralyl (9%), Warfarin (0,5%) und Chlorphacinon (0,2%) traten die Wirkstoffe der 1. Generation selten auf (Abbildung 14, Tabelle 11).

In 135 der mit Rückständen belasteten Rotfüchse (38,4%) wurde jeweils nur ein Wirkstoff nachgewiesen. In 69 der Fälle (19,6%) handelte es sich dabei um den am häufigsten nachgewiesenen Wirkstoff Brodifacoum. 35 dieser Rotfüchse (9,9%) waren mit dem zweithäufigsten Wirkstoff Bromadiolon belastet. Mit 217 Proben trugen fast zwei Drittel der belasteten Rotfüchse (61,6%) zwei oder mehr Wirkstoffe. In 111 dieser Proben (31,5%) wurden zwei Wirkstoffe gefunden, in etwa der Hälfte dieser Fälle Brodifacoum in Kombination mit Bromadiolon. 69 Proben (19,6%) enthielten drei Wirkstoffe, 25 Proben (7,1%) vier Wirkstoffe, 11 Proben (3,1%) fünf Wirkstoffe und 1 Probe (0,3%) sechs Wirkstoffe. Den Proben mit drei und mehr Wirkstoffen lag in etwa der Hälfte der Fälle eine Kombination aus Brodifacoum und Bromadiolon zugrunde.

Abbildung 14: Auftreten antikoagulanter Rodentizidrückstände bei Rotfüchsen



Auftreten antikoagulanter Wirkstoffe in Lebergewebsproben von 589 Rotfüchsen aus vier Bundesländern bzw. 55 Landkreisen. Die Proben stammten aus dem bundesweiten Tollwut-Monitoring. Sie wurden von den Veterinärämtern zur Verfügung gestellt. Die Anteile der einzelnen Wirkstoffe der 2. Generation (Brodifacoum-Difenacoum) und der 1. Generation (Coumatetralyl-Chlorphacinon) sind in der Reihenfolge ihrer prozentualen Häufigkeit dargestellt. In einzelnen Individuen traten mehrere Wirkstoffe auf.

Quelle: JKI

Die Brodifacoum-Konzentrationen im Lebergewebe 256 belasteter Rotfüchse (43,5%) betrugen im Mittel 191 ng/g (± 258 ng/g, SD, Tabelle 11). Bei Betrachtung aller 237 unbelasteten und 256 mit Brodifacoum belasteten Tiere ergab sich ein Mittelwert von 99 ng/g (± 209 ng/g, SD). Die Bromadiolon-Konzentrationen lagen bei 191 belasteten Tieren (32%) im Mittel bei 281 ng/g (± 457 ng/g, SD), unter Einbeziehung der 237 unbelasteten Tiere waren es 126 ng/g (± 336 ng/g, SD). Bei Aufsummierung der Messwerte aus 53 Proben (9%), in denen mit Brodifacoum und Bromadiolon zwei Wirkstoffe nachgewiesen wurden, ergab sich bei belasteten Tieren ein Mittelwert von 544 ng/g (± 577 ng/g, SD) und unter Einbeziehung der 237 unbelasteten Tiere ein Mittelwert von 99 ng/g (± 324 ng/g, SD).

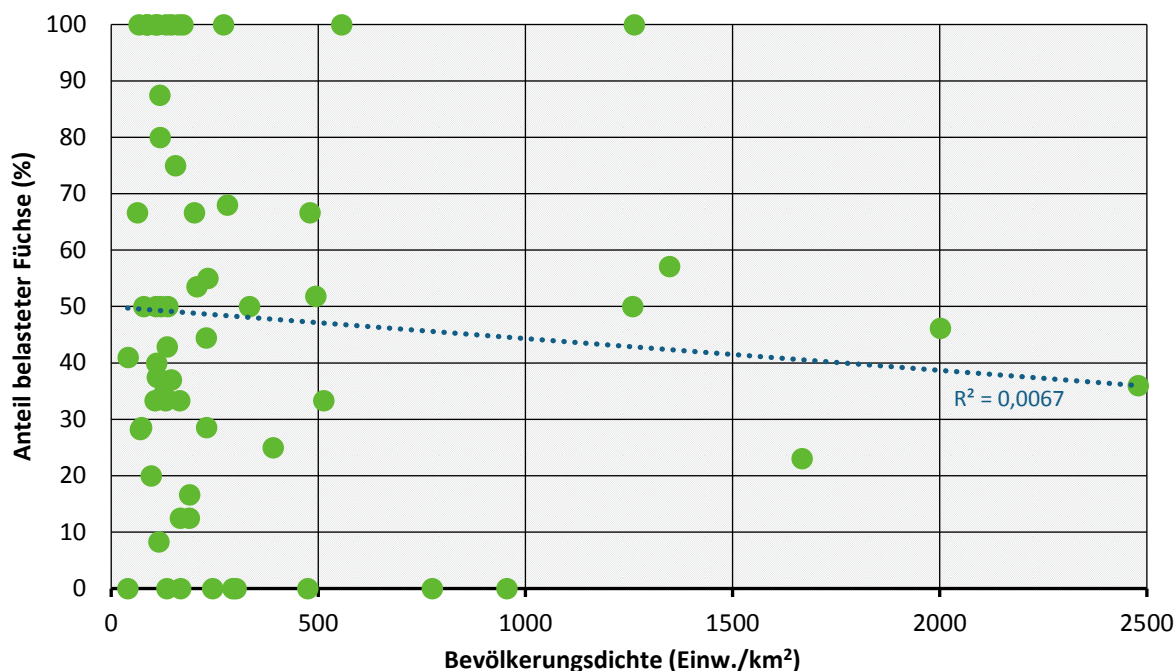
Unterschiede in der Exposition von Rotfüchsen zwischen ländlichen und urbanen Räumen wurden anhand des am häufigsten aufgetretenen Wirkstoffes Brodifacoum untersucht, der ins Verhältnis zur Bevölkerungsdichte der Land- und Stadtkreise gesetzt wurde, aus denen die Proben stammten. Das Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei Rotfüchsen unterschied sich nicht zwischen dünn und stark besiedelten Regionen ($p=0,32$) (Abbildung 15). Auch bezüglich der Konzentration der Brodifacoum-Rückstände bestand kein Zusammenhang mit der Bevölkerungsdichte ($p=0,05$) (Abbildung 16).

Tabelle 11: Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe bei Rotfüchsen

Übersicht über das Auftreten antikoagulanter Wirkstoffe in Lebergewebsproben von 589 Rotfüchsen aus vier Bundesländern bzw. 55 Landkreisen. Die Tiere wurden im Rahmen des bundesweiten Tollwut-Monitorings gesammelt und die Gewebeproben von den zuständigen Veterinärämtern zur Verfügung gestellt. Dargestellt sind die nachgewiesenen Wirkstoffe nach der Häufigkeit ihres Auftretens in den Proben (Anzahl/Anteil) und unterteilt nach Wirkstoffen der zweiten (SGAR) und ersten (FGAR) Generation. Mittelwert und Standardabweichung (MW $\pm$ SD) sowie der Median (Median) der untersuchten Wirkstoffkonzentrationen beziehen sich ausschließlich auf die belasteten Individuen und nicht auf die Gesamtzahl der untersuchten Rotfüchse.

Wirkstoff	Gesamt N (%)	MW $\pm$ SD ng/g	Median ng/g	Min/Max ng/g
SGAR				
Brodifacoum	256 (43,5%)	191 $\pm$ 258	97	6-1.782
Bromadiolon	191 (32%)	281 $\pm$ 457	95	3-2.933
Difethialon	78 (13,2%)	62 $\pm$ 87	32	7-570
Flocoumafen	75 (12,7%)	99 $\pm$ 157	60	5-1.118
Difenacoum	71 (12,1%)	78 $\pm$ 96	42	8-604
FGAR				
Coumatetralyl	53 (9%)	99 $\pm$ 189	25	1-990
Warfarin	3 (0,5%)	145 $\pm$ 189	14	9-413
Chlorphacinon	1 (0,2%)	11	11	11

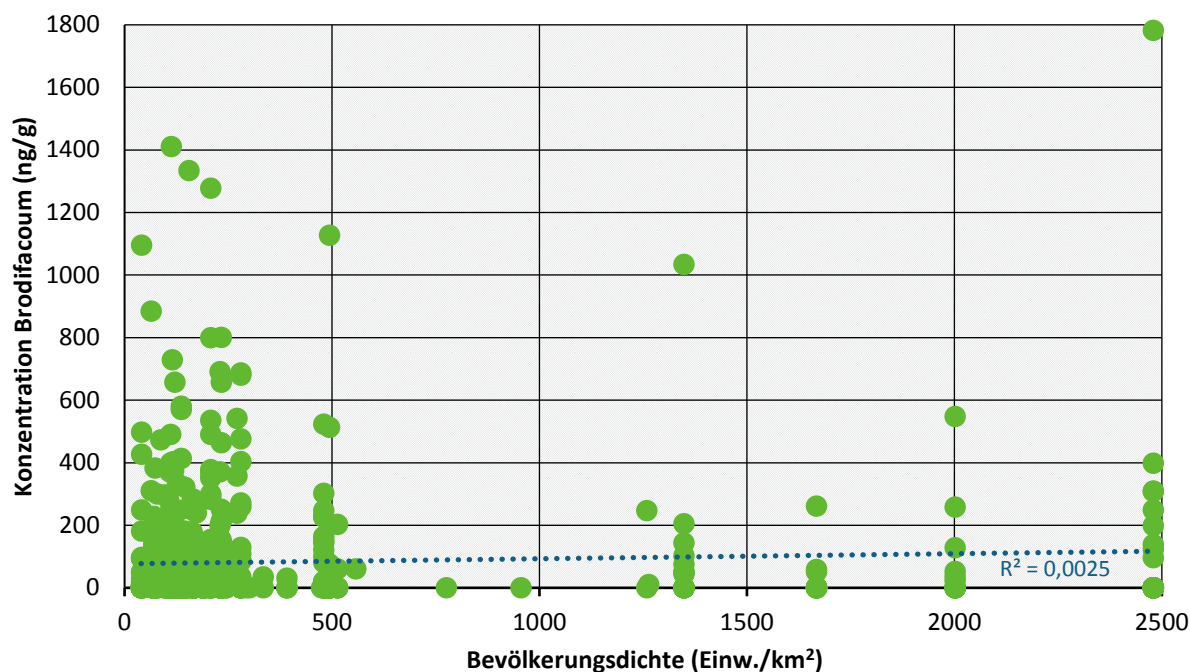
Abbildung 15: Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei Rotfüchsen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte



Dargestellt ist das Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei Rotfüchsen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte in den 55 Land- und Stadtkreisen, aus denen die untersuchten Individuen stammen. Es bestand kein Zusammenhang zwischen den beiden untersuchten Faktoren (lineare Trendlinie; Bestimmtheitsmaß R^2).

Quelle: JKI

Abbildung 16: Brodifacoum-Konzentrationen bei Rotfüchsen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte



Dargestellt ist die Konzentration von Brodifacoum-Rückständen in Lebergewebsproben von Rotfüchsen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte in den 55 Land- und Stadtkreisen, aus denen die untersuchten Individuen stammen. Es bestand kein Zusammenhang zwischen den beiden untersuchten Faktoren (lineare Trendlinie; Bestimmtheitsmaß R^2).

4.3 Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten

4.3.1 Laborversuche

In den Versuchen mit einer Köderhöhe von 250 mm in den vertikalen Köderstationen fraßen vier Wanderratten (50%) und zwei Waldmäuse (25%) von der giftfreien Köderpaste. Bei beiden Arten traten keine Unterschiede zwischen den Geschlechtern auf. Keine der acht Hausmäuse fraß am Köder. Es konnte nicht geklärt werden, wie die Waldmäuse an den Köder gelangten. In einem zweiten Versuch, in dem je vier Waldmäuse getestet wurden, war der Köder einmal 280 mm hoch in der Köderstation angebracht und einmal außerhalb der Köderstation, 280 mm hoch an der gefliesten Laborkammerwand. In beiden Varianten fraßen die Waldmäuse nicht vom Köder. Von acht Wanderratten fraßen sechs Individuen (75%) am Köder auf 280 mm in der Köderstation, wiederum ohne Unterschied zwischen den Geschlechtern.

4.3.2 Gehegeversuche

Wanderratten wurden am häufigsten an den Köderstationen beobachtet ($I_B=10,15$). In etwa zwei Drittel der Fälle gingen die Tiere dann auch in die Köderstationen ($I_B=6,7$). Die Köder auf 280 mm Höhe wurden jedoch nur in Einzelfällen benagt ($I_B=0,4$) (Abbildung 17). Mit drei von fünf Tieren fraßen 60% der getesteten Wanderratten am Köder. Darunter war auch das eingedrungene, wilde Weibchen, welches etwa 10-mal öfter am Köder nagte ($I_B=1,69$) als zwei Männchen ($I_B=0,1$ bzw. $0,2$).

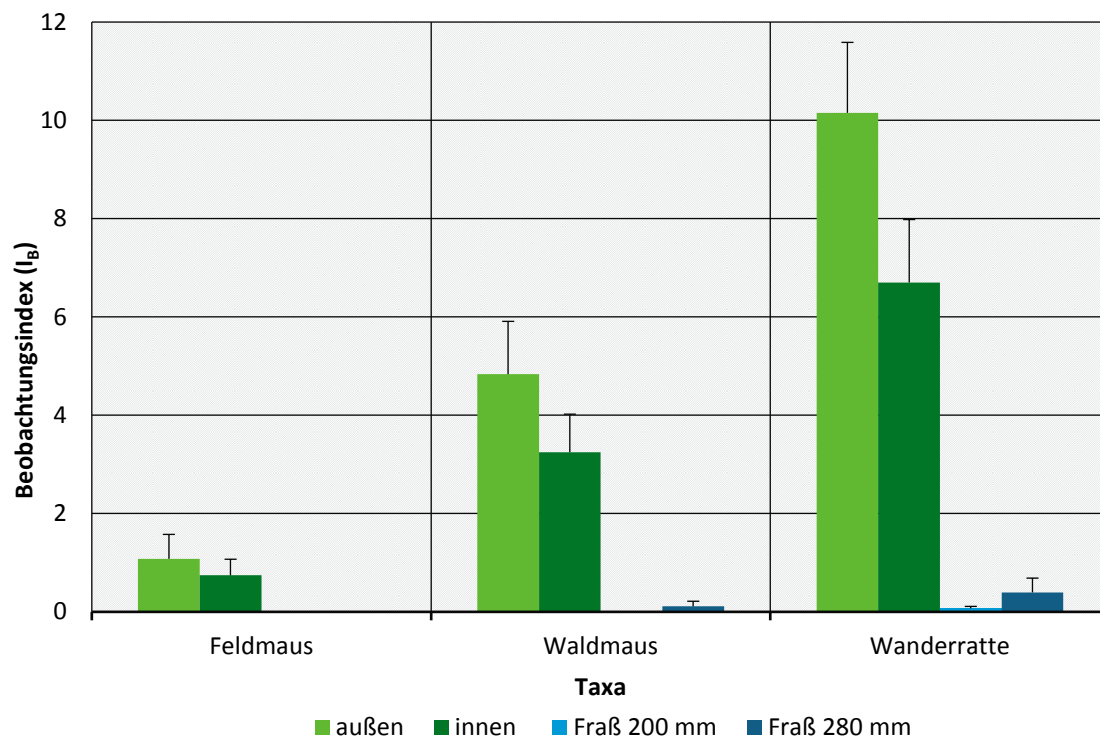
Aufgrund der schlechten Köderannahme wurden die Köderriegel im zweiten Versuchsdurchgang auf 200 mm Höhe herabgesetzt. Aber auch auf der niedrigeren Höhe wurden sie nur selten benagt ($I_B=0,07$) (Abbildung 17). Es fraßen zwei der vier getesteten Wanderratten (50%), ein Weibchen und ein Männchen, am Köder.

In drei Köderstationen fielen Köderriegel zu Boden. Das eingedrungene wilde Weibchen nagte am häufigsten daran ($I_B=1,09$). In den beiden anderen Fällen fraßen ein Männchen ($I_B=0,79$) und ein Weibchen ($I_B=0,4$) kurz am heruntergefallenen Köder.

Waldmäuse waren nur etwa halb so oft wie Wanderratten an den Köderstationen aktiv ($I_B=4,84$). Weibchen ($I_B=6,72$) wurden mehr als doppelt so oft an den Köderstationen beobachtet wie Männchen ($I_B=2,95$). In etwa zwei Drittel der Fälle ($I_B=3,25$) hielten sich Waldmäuse dann auch in den Köderstationen auf, die Weibchen ($I_B=4,61$) wiederum etwa doppelt so oft wie die Männchen ($I_B=1,88$). An den Ködern wurde selten gefressen ($I_B=0,1$). Nur eine der acht getesteten Waldmäuse (12,5%) erreichte den Köder auf 280 mm Höhe. Es handelte sich dabei um ein Weibchen, welches wiederholt an den Köder sprang und dabei Stücke herausbiss. In einigen Fällen hielt es sich für mehrere Sekunden mit den Vorderpfoten am Köder fest und nagte. In zwei Köderstationen fiel Köder auf den Boden und wurde dort von den Versuchstieren (beides Weibchen) wiederholt kurz angefressen aber nicht intensiv benagt.

Feldmäuse wurden selten an den Köderstationen gesehen ($I_B=1,08$). Von den acht Versuchstieren kamen überhaupt nur sechs (75%) in die Nähe der Köderstationen. Zwei Männchen wurden nicht im überwachten Bereich registriert. In den Köderstationen hielten sich Feldmäuse etwa ein Drittel weniger oft auf als außen an den Köderstationen ($I_B=0,74$). Die Feldmäuse erreichten den Köder auf 280 mm Höhe nicht (Abbildung 17).

Abbildung 17: Gehegeversuche mit vertikalen Köderstationen



Dargestellt ist das Auftreten und Verhalten von Wanderratten, Waldmäusen und Feldmäusen an vertikalen Köderstationen in Freilandgehegen. Beobachtungen außen an der Köderstation (außen), in der Köderstation (innen) sowie Köderfraß auf verschiedenen Höhen in der Köderstation (Fraß) wurden minutengenau gezählt, aufsummiert, ins Verhältnis zur Gesamtbeobachtungszeit gesetzt und mit dem Faktor 1.000 multipliziert (Beobachtungsindex I_B). Die Tiere konnten je Beobachtungsminute mehrere Verhaltensweisen zeigen. Feldmäuse und Waldmäuse wurden nur mit Köderriegeln auf 280 mm Höhe getestet. Feldmäuse erreichten den Köder nicht und Waldmäuse nur in Einzelfällen (Fraß 280 mm). Bei Wanderratten wurden Köderhöhen von 200 und 280 mm getestet. Bei beiden Höhen wurden die Köder nur in Einzelfällen benagt (Fraß 200 mm, Fraß 280 mm). Die Fehlerindikatoren zeigen den Standardfehler (SE) an.

Quelle: JKI

4.3.3 Freilandversuche

Im ersten Freilandversuch, im Sommer 2017, wurde die giftfreie Köderpaste in den Köderstationen auf 250 mm Höhe angebracht. Auf insgesamt vier Versuchshöfen standen je 10 vertikale Köderstationen. Es gab keine Eingewöhnungszeit.

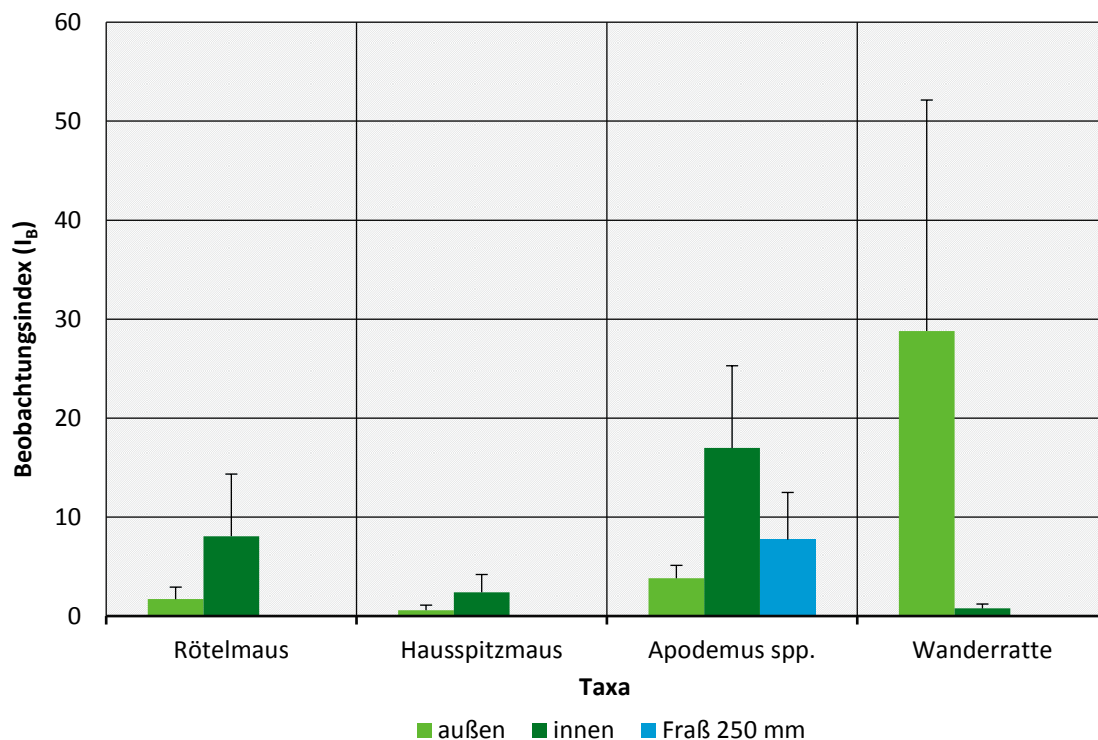
Wanderratten ($I_B=28,8$) wurden am häufigsten an den vertikalen Köderstationen beobachtet. An der Hälfte der aufgestellten Köderstationen gelangen insgesamt 907 Beobachtungen. Die Tiere gingen jedoch nur in Einzelfällen in die Köderstationen ($I_B=0,77$). Aus sieben Köderstationen lagen insgesamt 25 Beobachtungen vor. Wanderratten fraßen nicht von der Köderpaste (Abbildung 18).

Obwohl Individuen der Gattung *Apodemus* (Waldmaus, Gelbhalsmaus) an 40% der Köderstationen auftraten, wurden sie im Außenbereich ($I_B=3,82$) etwa achtmal weniger oft beobachtet als Wanderratten (Abbildung 18). Die Tiere gingen meist sofort in die Köderstationen hinein oder liefen nach dem Verlassen der Köderstationen sofort aus dem Beobachtungsumfeld. Von allen Kleinsäugetieren hielten sich *Apodemus* spp. am längsten in den Köderstationen auf ($I_B=16,97$). Sie wurden auch am häufigsten beim Köderfraß beobachtet ($I_B=7,72$), der in etwa der Hälfte der Zeit, die *Apodemus* spp. in den Köderstationen verbrachten, auftrat (Abbildung 18). Entweder sprangen sie an den Köder und bissen kleine Stücke heraus oder sie klammerten sich nach dem

Sprung mit Vorder- und Hinterpfoten an die Köderpaste und fraßen für mehrere Sekunden. Einzelne Tiere setzten sich auf den Köderriegel und fraßen dort z.T. über mehrere Minuten.

Rötelmäuse wurden sowohl außen an den Köderstationen ($I_B=1,70$) als auch in den Köderstationen ($I_B=8,07$) in etwa halb so oft beobachtet wie Waldmäuse. Hausspitzmäuse traten am seltensten an den Köderstationen ($I_B=0,59$) und in den Köderstationen ($I_B=2,40$) auf. Rötelmäuse und Hausspitzmäuse erreichten die Köderpaste auf 250 mm nicht (Abbildung 18).

Abbildung 18: Sommer-Freilandversuch mit vertikalen Köderstationen



Dargestellt ist das Auftreten und Verhalten von Rötelmaus, Hausspitzmaus, *Apodemus* spp. und Wanderratte an vertikalen Köderstationen auf viehhaltenden Betrieben im Sommer 2017. Beobachtungen von Tieren außen an den Köderstationen (außen), in den Köderstationen (innen) sowie Fraß am 250 mm hoch angebrachten Köder in der Köderstation (Fraß 250 mm) wurden minutengenau gezählt, aufsummiert, ins Verhältnis zur Gesamtbeobachtungszeit gesetzt und mit dem Faktor 1.000 multipliziert (Beobachtungsindex I_B). Die Tiere konnten je Beobachtungsminute mehrere Verhaltensweisen zeigen. Rötelmäuse, Hausspitzmäuse und Wanderratten fraßen nicht am Köder. Die Fehlerindikatoren zeigen den Standardfehler (SE) an. Quelle: JKI

Im zweiten Freilandversuch, im Spätherbst 2017, wurden giftfreie Köderblöcke zuerst auf 150 mm Höhe, später auf 200 mm Höhe angebracht. Je Versuchshof standen fünf Köderstationen, die zur Eingewöhnung über sechs Wochen mit Haferflocken angeködert wurden.

Außen an den Köderstationen traten Wanderratten wieder am häufigsten auf ($I_B=20,29$), jedoch etwa um ein Drittel weniger oft als im Sommer. In den Köderstationen ($I_B=4,79$) wurden sie dagegen etwa sechsmal häufiger registriert als im Sommer. An den Ködern fraßen die Tiere in etwa einem Drittel der Zeit, in der sie sich in den Köderstationen aufhielten. Die Köder auf 150 mm Höhe ($I_B=1,51$) wurden dabei etwas weniger oft benagt als die Köder auf 200 mm Höhe ($I_B=2,0$) (Abbildung 19).

Apodemus spp. wurden außen an den Köderstationen ($I_B=1,85$) im Spätherbst nur etwa halb so oft beobachtet wie im Sommer. Von allen beobachteten Kleinsäugern fraßen *Apodemus* spp. im Spätherbst wieder am häufigsten am Köder (Abbildung 19). In den Köderstationen sprangen die

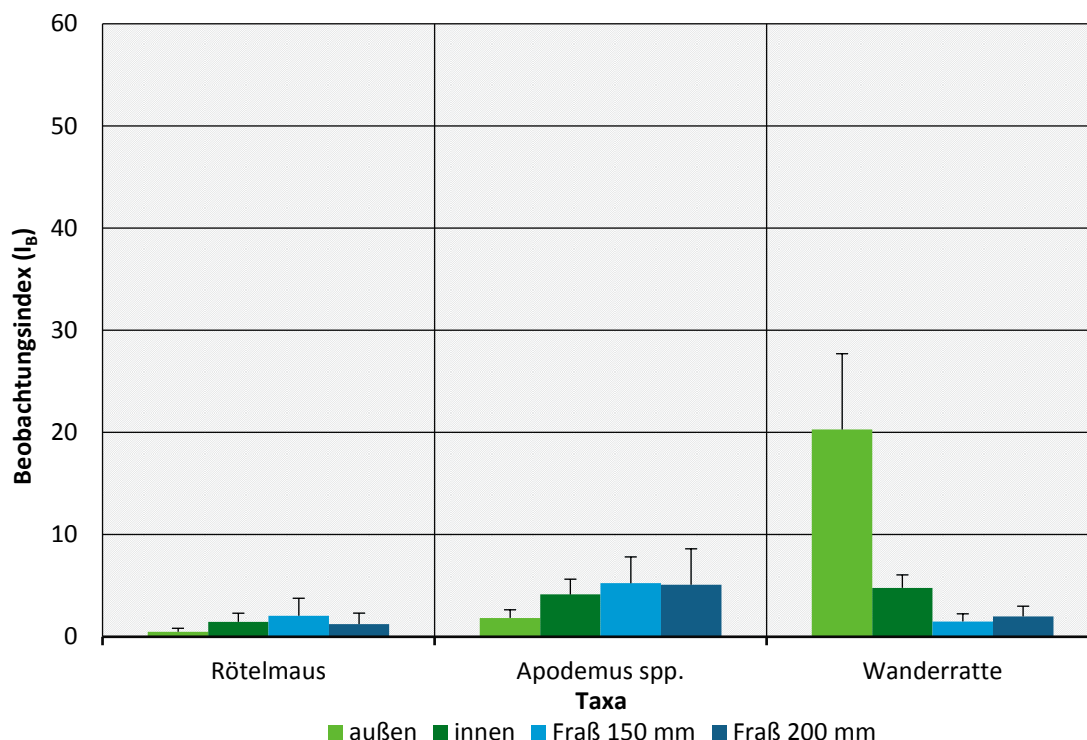
Tiere oft sofort auf die Köderblöcke, blieben dort über längere Zeit sitzen und fraßen. Die Köder auf 150 mm Höhe ($I_B=5,24$) wurden dabei ähnlich oft benagt wie die Köder auf 200 mm Höhe ($I_B=5,09$). Andere Aktivitäten in der Köderstation ($I_B=4,14$) waren etwa ein Fünftel seltener als Köderfraß.

Im Vergleich zu Wanderratten und *Apodemus* spp. wurden Rötelmäuse im Spätherbst seltener an den Köderstationen ($I_B=0,5$) und in den Köderstationen ($I_B=1,5$) beobachtet (Abbildung 19). Rötelmäuse erreichten sowohl die Köderblöcke auf 150 mm als auch auf 200 mm Höhe. Die Köderblöcke auf 150 mm Höhe ($I_B=2,06$) wurden von den Rötelmäusen um etwa ein Drittel stärker frequentiert als auf 200 mm Höhe ($I_B=1,24$). Der Köderfraß wurde bei Rötelmäusen jedoch nur in einer Box beobachtet. Diese Köderstation stand zwischen einem Altreifenstapel und einem direkt angrenzenden dichten Gehölzstreifen. Von dieser Köderstation stammten 98% aller 573 Rötelmausbeobachtungen aus dem Herbst.

Zwergmäuse, Hausspitzmäuse und Hausmäuse wurden im Spätherbst nur vereinzelt beobachtet. Zwergmäuse traten insgesamt 13-mal in sechs Boxen auf. Hausspitzmäuse wurden an vier Boxen einmal außen und fünfmal innen dokumentiert. Hausmäuse wurden in zwei Boxen insgesamt fünfmal festgestellt. Alle drei Arten erreichten die Köder nicht.

In den Freilandversuchen im Sommer und Spätherbst 2017 wurden außen an den vertikalen Köderstationen insgesamt 35 Taxa beobachtet. In den vertikalen Köderstationen wurden 23 Taxa dokumentiert. Am Köder fraßen insgesamt 4 Taxa: Wanderratten, *Apodemus* spp., Rötelmäuse sowie Nacktschnecken (*Pulmonata*) (Tabelle 12).

Abbildung 19: Herbst-Freilandversuch mit vertikalen Köderstationen



Dargestellt ist das Auftreten und Verhalten von Rötelmaus, *Apodemus* spp. und Wanderratte an vertikalen Köderstationen auf viehhaltenden Betrieben. Beobachtungen von Tieren außen an den Köderstationen (außen), in den Köderstationen (innen) sowie Fraß an den 150 mm und 200 mm hoch angebrachten Ködern (Fraß 150 mm, Fraß 200 mm) wurden minutengenau gezählt, aufsummiert, ins Verhältnis zur Gesamtbeobachtungszeit gesetzt und mit dem Faktor 1.000 multipliziert (Beobachtungsindex I_B). Die Tiere konnten je Beobachtungsminute mehrere Verhaltensweisen zeigen. Die Fehlerindikatoren zeigen den Standardfehler (SE) an.

Quelle: JKI

Tabelle 12: Übersicht Taxa an vertikalen Köderstationen

Übersicht über das Auftreten verschiedener Taxa außen an vertikalen Köderstationen (Köderstation außen), in vertikalen Köderstationen (Köderstation innen) sowie Taxa, die in den vertikalen Köderstationen am Köder fraßen, der in Höhen zwischen 150-200 mm angebracht war (Köderfraß).

Gruppe/Taxon/Art	Köderstation außen	Köderstation innen	Köderfraß
Gesamt	35	23	4
Kleinsäuger	10	8	3
Wanderratte	X	X	X
Wald-/Gelbhalsmaus	X	X	X
Rötelmaus	X	X	X
Hausmaus	X	X	
Zwergmaus	X	X	
Hausspitzmaus	X	X	
Wald-/Schabrackenspitzmaus	X	X	
Braunbrust-Igel (<i>Erinaceus europaeus</i>)	X	X	
Feldhase (<i>Lepus europaeus</i>)	X		
Wildkaninchen (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	X		
andere Säuger	3	0	0
Haushund (<i>Canis lupus familiaris</i>)	X		
Hauskatze (<i>Felis sylvestris catus</i>)	X		
Steinmarder (<i>Martes foina</i>)	X		
Nicht-Singvögel	6	0	0
Buntsprecht (<i>Dentrocopos major</i>)	X		
Hausgans (<i>Anser anser f. domestica</i>)	X		
Haushuhn (<i>Gallus gallus domesticus</i>)	X		
Ringeltaube (<i>Columba palumbus</i>)	X		
Steinkauz (<i>Athene noctua</i>)	X		
Teichhuhn (<i>Gallinula chloropus</i>)	X		

Gruppe/Taxon/Art	Köderstation außen	Köderstation innen	Köderfraß
Singvögel	15	6	0
Bachstelze (<i>Motacilla alba</i>)	X	X	
Blaumeise	X	X	
Hausperling	X	X	
Kohlmeise	X	X	
Rotkehlchen	X	X	
Zaunkönig		X	
Amsel	X		
Buchfink	X		
Dohle (<i>Coloeus monedula</i>)	X		
Dorngrasmücke (<i>Sylvia communis</i>)	X		
Elster (<i>Pica pica</i>)	X		
Feldsperling	X		
Gartengrasmücke (<i>Sylvia borin</i>)	X		
Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	X		
Hausrotschwanz	X		
Kleiber	X		
Amphibien	0	1	0
Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>)		X	
Wirbellose	2	9	1
<i>Pulmonata</i>	X	X	X
<i>Insecta</i>	X	X	
<i>Isopoda</i>		X	
<i>Lumbricidae</i>		X	
<i>Formicidae</i>		X	
<i>Forficulidae</i>		X	
<i>Brachycera</i>		X	
<i>Araneidae</i>		X	
<i>Araneomorphae</i>		X	

5 Schlussfolgerungen

5.1 Untersuchungen zur Effektivität von RMM bei der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide

5.1.1 Auswirkung der guten fachlichen Anwendung antikoagulanter Rodentizide innerhalb von Gebäuden im Vergleich zu in/um Gebäuden auf die Exposition von Nichtzielkleinsäugern

Verschiedene Studien haben gezeigt, dass Nichtzielkleinsäuger antikoagulante Rodentizide in Köderstationen aufnehmen, zum Teil sogar in größerem Umfang als Zielarten wie Wanderratten und Hausmäuse (Elliott et al., 2014; Elmeros et al., 2019; Geduhn et al., 2016; Tosh et al., 2012). In der Nahrungskette gelangen die Substanzen dann über die Nichtzielkleinsäuger auch in Raub-säuger, Greifvögel und Eulen (Brakes & Smith, 2005; Nakayama et al., 2019). Neben den Auswirkungen auf die betroffenen Individuen können sich negative Effekte bis hinauf auf die lokale Populationsebene fortsetzen (Brakes & Smith, 2005; Fernandez-de-Simon et al., 2018; Proulx & Mackenzie, 2012). Ein Ziel der auf nationaler sowie EU-Ebene vereinbarten und verbindlichen RMM ist es daher, die Aufnahme antikoagulanter Wirkstoffe durch Nichtzielarten wirksam und nachhaltig einzuschränken.

In diesem Vorhaben konnte nun erstmals die Wirksamkeit einer potentiellen RMM zur Reduktion der Expositionswahrscheinlichkeit von Nichtzielkleinsäugern gegenüber antikoagulantem Rodentiziden demonstriert werden. Auf viehhaltenden Betrieben, auf denen Fraßköder ausschließlich innerhalb von Gebäuden angewendet wurden, waren nur etwa halb so viele Nichtzielkleinsäuger mit dem eingesetzten Wirkstoff Brodifacoum belastet (26,3%) als auf den Betrieben, auf denen die Köderanwendung in und um Gebäude erfolgte (54,1%). Die Wirkstoff-Konzentrationen im Lebergewebe betroffener Individuen waren bei der Anwendung nur innerhalb von Gebäuden (617 ± 656 ng/g, SD) um etwa die Hälfte niedriger als bei der Anwendung in und um Gebäude (1.409 ± 1.135 ng/g, SD).

Über den Zusammenhang von AR-Aufnahme und Leberkonzentrationen in Wanderratten ist nicht viel bekannt. In Labor-Wanderratten wurden einen Tag nach der einmaligen oralen Gabe von 200 ng/g Brodifacoum Rückstandskonzentrationen in der Leber von durchschnittlich 1.107 ng/g gemessen (EPA 1998). Die verabreichte Menge Brodifacoum entsprach dabei in etwa der halben oralen letalen Dosis 50 (LD_{50}) für Wanderratten und für Hausmäuse (Erickson & Urban 2004; Nakayama et al. 2019). In einem weiteren Versuch wiesen Wanderratten, die 640 ng/g Brodifacoum über einen Zeitraum von 4 Tagen aufnahmen und starben, Leberkonzentrationen von 1.500-2.200 ng/g auf (Fisher 2009). In ähnlichen Bereichen lagen einige der individuellen Rückstandskonzentrationen, die sich in die mittlere und viele, die sich in die obere Konzentrationsklasse in dieser Untersuchung einordneten.

Um bei akutem Schädnerbefall eine effektive und schnelle Bekämpfung zu gewährleisten, ist die Anwendung antikoagulanter Rodentizide unter Einhaltung von RMM sowohl innerhalb als auch außerhalb von Gebäuden zulässig (CRRU, 2016; UBA, 2018a). Im Rahmen der integrierten Schädlingsbekämpfung (IPM) sollten dabei alle Möglichkeiten ausgeschöpft werden, die Exposition von Nichtzielarten durch eine Beschränkung der Anwendungsorte, der Anwendungsdauer, und der Aufwandmenge von Rodentiziden zu minimieren. Dazu gehören neben präventiven Maßnahmen, wie der Habitatmodifikation außerhalb von Gebäuden (z.B. Entfernung von Nahrungsquellen und Unterschlupfmöglichkeiten für Schädner) oder der baulichen Sicherung von

Gebäuden (Verhinderung des Eindringens von Schadnagern), auch der gezielte Einsatz alternativer Bekämpfungsmittel, wie z.B. Fallen (Cefic, 2013). Die Richtlinien erscheinen vor dem Hintergrund der hier gezeigten Ergebnisse sinnvoll.

In dieser Studie wurden auf Bauernhöfen, auf denen die fachgerechte und GfA-konforme Anwendung eines Brodifacoum-Köders auf den Innenbereich von Gebäuden beschränkt war, nur etwa halb so viele Nichtzielkleinsäuger mit Brodifacoum-Rückständen gefunden als auf Höfen, auf denen die Köder in und um Gebäude ausgebracht wurden. Trotz räumlicher Anwendungsbeschränkung wiesen aber immer noch ca. ein Viertel der untersuchten Nichtzielkleinsäuger Brodifacoum-Rückstände auf. Diese Nichtzielkleinsäuger wurden ausschließlich außerhalb der Gebäude gefangen, was darauf hindeutet, dass die Tiere in die Gebäude eindrangen, dort Köder aufnahmen und in den Außenbereich wechselten. Innerhalb der Gebäude waren keine Fallen zum Fang von Nichtzielkleinsäufern gestellt, so dass unbekannt bleibt, wie sich die Rückstandsmuster bei Nichtzielkleinsäufern gestalten, die ausschließlich innerhalb von Gebäuden aktiv sind. Für die Sekundärexposition von Nichtzielarten dürften belastete Tiere nur innerhalb von Gebäuden jedoch weniger bedeutend sein als die Tiere, die sich auch außerhalb aufhalten. Für Nichtzielarten, die auch innerhalb von Gebäuden Nagetiere jagen, ist das Risiko der Sekundärexposition bei einer Innenraumanwendung dagegen unverändert.

Eine bessere bauliche Sicherung gegen das Eindringen von Kleinsäufern in Gebäude könnte möglicherweise auf zwei Ebenen zum Erfolg führen. Zum einen könnte das Eindringen von Schadnagern und somit auch die Anwendung von Rodentiziden reduziert werden. Zum anderen würden wahrscheinlich auch weniger andere Kleinsäuger in gesicherte Gebäude eindringen, Rodentizide aufnehmen und als Rückstände im Körper in die Umwelt transportieren.

Um die Exposition von Nichtzielarten gegenüber Rodentiziden sowohl bei der Bekämpfung in und um Gebäude als auch nur innerhalb von Gebäuden zu reduzieren, sollte die Platzierung von Köderstationen nicht wie meist üblich schematisch erfolgen, sondern anhand der tatsächlichen Befallsstellen und Bewegungsräume der Schadnager. Die Bewegungsräume vieler Nichtzielkleinsäuger beschränken sich überwiegend auf einen Bereich von weniger als 20 m um die Köderstationen. Nur wenige Tiere mit niedriger AR-Belastung, vor allem Waldmäuse, können bis etwa 100 m entfernt von Gebäuden nachgewiesen werden (Elmeros et al., 2019; Geduhn et al., 2014; Tosh et al., 2012), so dass bei gezielter und räumlich reduzierter AR-Anwendung nicht von einer großflächigen Belastung von Populationen der Nichtzielkleinsäuger ausgegangen werden sollte.

Die räumliche Anwendungsbeschränkung antikoagulanter Rodentizide auf den Innenbereich von Gebäuden kann die Exposition für Nichtzielkleinsäuger deutlich senken, jedoch müssen dabei auch die Ansprüche und Erfordernisse an effektives Schadnagermanagement berücksichtigt werden. Hausmäuse der europäischen Populationen manifestieren sich vor allem im Inneren von Gebäuden (Murphy et al., 2005). Anders verhält es sich bei etablierten Rattenpopulationen, die nicht nur innerhalb von Gebäuden, sondern auch in der Umgebung aktiv sind (Fenn et al., 1987). Ein auf Innenräume beschränkter AR-Einsatz gegen Rattenpopulationen könnte zu rascher Wiederbesiedlung der bekämpften Bereiche führen und somit auch zu einer insgesamt längeren Anwendungsdauer und höheren Aufwandmengen von AR (Berny et al., 2014).

Außerhalb bekannter Resistenzgebiete sollte der Einsatz weniger potenter und persistenter AR-Wirkstoffe (FGAR) generell Vorrang vor SGAR haben. Zur Reduktion der AR-Anwendungsorte und der AR-Aufwandmengen sind im Rahmen der integrierten Schädlingsbekämpfung auch kombinierte Bekämpfungsverfahren denkbar, z.B. im Außenbereich der bevorzugte Einsatz von Cholecalciferol-haltigen Bekämpfungsmitteln oder Fallen. Allerdings ist keine dieser Methoden spezifisch für die Zielarten. Nichtzielarten dürften sie deshalb ebenfalls Risiken aussetzen. Speziell die Anwendung von Fallen birgt zusätzliches Problempotenzial (Tierwohl, Praktikabilität).

Um die Anwendungsdauer und Aufwandmenge AR-haltiger Rodentizide auf das Mindestmaß zu beschränken, werden Köderannahme und Bekämpfungserfolg im Rahmen des IPM und der GfA in kurzen Abständen kontrolliert. Sollte die AR-Anwendung keinen Erfolg zeigen, müssen nach spätestens 35 Tagen die Ursachen ermittelt und ggf. andere Rodentizide oder alternative Bekämpfungsmittel eingesetzt werden (Cefic, 2013; CRRU, 2015; UBA, 2018a). Als Ursache für einen verlängerten Anwendungszeitraum von AR kann insbesondere auch der Einsatz von industriell gefertigten Köderstationen aus Kunststoff verantwortlich sein. Bei Buckle & Prescott (2011) lag die Köderaufnahme von Wanderratten aus solchen Köderstationen achtmal niedriger als in Köderstationen, die aus Materialien gefertigt wurden, die auf den landwirtschaftlichen Betrieben vorhanden und den Tieren somit vertraut waren. Im Umkehrschluss bedeutete dies eine achtfache Ausdehnung der Anwendungsdauer mit den industriell gefertigten Köderstationen, um bei den Wanderratten die gleiche Köderaufnahmemenge zu erreichen wie in den aus vorhandenen Materialien gebauten Köderstationen. Generell ist die Annahme industriell gefertigter Köderstationen durch Wanderratten schwierig (Quy, 2011), wenn keine Maßnahmen zur Steigerung der Attraktivität der Boxen ergriffen werden. Die Ergebnisse der hier vorliegenden Studie zeigen auch, dass es wichtig ist, Fraßköder am Ende einer Schädnerbekämpfung komplett von den Anwendungsorten zu entfernen (Berny et al. 2014). Obwohl das in aktuellen RMM auch so vorgeschrieben ist, halten sich Anwendende nicht in jedem Falle daran (Tosh et al., 2011).

5.1.2 Bewegungsmuster und Sterbeorte von Wanderratten

Wenn Wanderratten im Rahmen von Bekämpfungen eine letale Dosis AR aufgenommen haben, könnten Verhaltensänderungen vor dem Verenden auftreten, die sich auf die Expositionswahrscheinlichkeit von Räubern und Aasfressern auswirken. Beispielsweise könnten solche Verhaltensänderungen die Größe der Streifgebiete, die Bewegungsaktivität, zeitliche Aktivitätsmuster oder die Präferenz für bestimmte Habitatstrukturen betreffen. Im Gehegeversuch wurde beobachtet, dass Wanderratten ihr thigmotaktisches Verhalten verringern, stärker in offenen Bereichen aktiv sind und der normale Tag-Nacht-Aktivitätsrhythmus gestört ist (Cox & Smith, 1992). Wenn dadurch das Prädationsrisiko erhöht wird, dürften solche Verhaltensweisen die sekundäre Exposition von Fressfeinden gegenüber AR verstärken. Das wäre z.B. zu erwarten, wenn vergiftete Ratten verstärkt offenes Gelände am Tag nutzen und dadurch tagaktiven Räubern ausgesetzt sind (Cox & Smith, 1992). Das Gleiche gilt prinzipiell auch für vergiftete Nichtzielkleinsäuger. Fakultative und obligate Aasfresser wären umso stärker exponiert, je mehr Beutetiere für sie zugänglich verenden. Allerdings wurden in den Versuchen verendete Wanderratten in den meisten Fällen unzugänglich für Beutegreifer und Aasfresser bzw. unter Deckung gefunden.

Die Bewegungsaktivität der Versuchstiere (Minimaldistanz zwischen Beobachtungspunkten) nahm über den Versuchszeitraum um etwa die Hälfte ab. Dies dürfte auf Effekte der Verabreichung von Brodifacoum zurückzuführen sein, die nach wenigen Tagen zu inneren Blutungen führen (Watt et al., 2005) und Bewegungen erschweren sollte. Mit AR vergiftete Ratten wurden im Laborversuch lethargisch (Wilk, 1957), verringerten die Nahrungsaufnahme und nahmen unnatürliche Körperhaltungen ein (Littin et al., 2000). Ersteres wurde im Gehegeversuch für die Wirkstoffe Bromadiolon, Chlorthalidon, Warfarin, Coumatetralyl, Difenacoum und Flocoumafen bestätigt (Gemmeke, 1990) und es könnte ebenso die Ursache für geringeren Laufstrecken gewesen sein.

Über die Auswirkungen von AR Anwendungen auf das räumliche Verhalten kommensaler Nagetierarten in Freiland ist fast nichts bekannt. In einer Studie an Hausratten während einer Bekämpfungsaktion in einem neuseeländischen Waldgebiet konnten keine Unterschiede in Bewegungsmustern vor und nach der Aufnahme einer letalen Dosis Brodifacoum gefunden werden

(Hooker & Innes, 1995). Allerdings wurden dabei nur je zwei Männchen und Weibchen untersucht. Es existieren keine auf Feldstudien basierende Publikationen zu diesem Thema für Wanderratten und Hausmäuse.

Im Gegensatz zu den Minimalabständen zwischen aufeinanderfolgenden Beobachtungspunkten änderten sich die Streifgebietsgrößen bei den Versuchstieren im Beobachtungszeitraum nicht. Eine mögliche Ursache dafür ist die Beibehaltung des Markierungsverhaltens, um sich vor Konkurrenten zu schützen, was gelegentliche Exkursionen an die Streifgebietsgrenzen erfordern würde. Es ist aber auch anzumerken, dass die Verwendung der MCP100 eine nur grobe Annäherung an die Streifgebietsgröße sein kann.

Generell hat die 100% MCP Methode allerdings zu nachvollziehbaren Informationen über die Streifgebietsgröße der Wanderratten geführt. Auch wenn nicht viel über die Schlüsselparameter des räumlichen Verhaltens von Wanderratten bekannt ist, zeigen die wenigen publizierten Informationen ähnliche Ergebnisse. So berichten Lambert et al. (2008) von Streifgebietsgrößen von 288 m² bei Männchen und 157 m² bei Weibchen und auch Taylor (1978), Cowan et al. (2003) und Villafañe, et al. (2008) fanden Werte, die den hier ermittelten Streifgebietsgrößen entsprechen.

Keine der vergifteten Ratten hatte ihr ursprüngliches Streifgebiet aktiv verlassen, was dafür spricht, dass Vergiftungssymptome nicht zur Vertreibung exponierter Ratten durch Artgenossen führen oder eine aktive Abwanderung erfolgt. Die fehlende Abwanderung entspricht dem normalen Verhalten von Wanderratten, die es in der Regel vermeiden, das angestammte Territorium zu verlassen (Lambert et al., 2008; Taylor, 1978). Insofern dürfte der Eintrag von AR in die Umwelt über vergiftete Ratten ein räumlich ähnlich begrenztes Phänomen sein wie bei Nichtzielkleinsäugetern, bei denen AR Rückstände v.a. dann gefunden werden, wenn sie in der Nähe der Köderstationen gefangen wurden (Elmeros et al., 2019; Geduhn et al., 2014). Da Wanderrattenbefall nicht auf das Innere von Gebäuden begrenzt ist und ein Austausch mit Lebensräumen außerhalb vorliegt (Berny et al., 2014), könnte aber die sekundäre Exposition für Nichtzielarten über Wanderratten höher sein als beim Management von Hausmäusen, die in der Regel auf das Gebäudeinnere beschränkt sind (Murphy et al., 2005).

Sowohl Kontroll- als auch Versuchstiere wurden überwiegend in geschlossenen Habitatstrukturen, z.B. innerhalb von Gebäuden, in abgedeckten Fahrsilos oder Holz- und Steinhaufen angetroffen. Diese Bereiche sind für Beutegreifer nicht oder nur eingeschränkt zugänglich. Die Versuchstiere starben 4-6 Tage nach der Verabreichung einer Brodifacoum-Lösung, was typisch für die Dauer von Köderaufnahme bis Verenden ist (Littin et al., 2000). 86% dieser Wanderratten starben versteckt und unzugänglich unter Fußböden oder in Zwischenwänden innerhalb von Gebäuden, sowie in Erdbauen oder in Holz- und Steinhaufen. Zu diesen Bereichen haben die meisten Fressfeinde keinen Zugang. Aufgrund ihrer geringen Körpergröße wären Mauswiesel (*Mustela nivalis*) und Hermelin (*Mustela erminea*) die einzigen heimischen Räuber, die Wanderratten in diese Strukturen folgen können (King, Powell et al. 2010). Beide Arten jagen Rattenarten und in verschiedenen Untersuchungen wurden bei Hermelin und Mauswiesel hohe Belastungen mit den eingesetzten antikoagulant wirkenden Stoffen gefunden. So waren bei der großflächigen Bekämpfung von Hausratten und Fuchskuss (*Trichosurus vulpecula*) in *Podocarpus*-Wäldern im Norden Neuseelands 78% der untersuchten Hermeline und 71% der Mauswiesel mit dem eingesetzten Wirkstoff Brodifacoum belastet (Murphy et al., 1998). In Dänemark wurden in Kadavern eingesammelter und untersuchter Tiere aus ländlichen Gebieten bei 97% der Hermeline und 95% der Mauswiesel Rückstände verschiedener antikoagulanter Rodentizide gefunden. Allerdings ist bisher nicht bekannt, ob die beiden Marderarten Wanderratten vor allem in deren Verstecken oder außerhalb, in anderen genutzten Habitatstrukturen erbeuten und ob sie nur lebende oder auch tote Tiere fressen.

In den durchgeführten Versuchen verendeten 33% der mit Brodifacoum-Lösung behandelten Wanderratten praktisch unzugänglich in Erdbauen, Holz- oder Schutthaufen, 9% versteckt in dichter, hoher Vegetation, wie Hecken oder Hochstaudenfluren und 5% auf offenen Flächen. Zu den Kadavern in Erdbauen sowie Holz- und Schutthaufen können praktisch nur Mauswiesel und Hermelin vordringen, die sich jedoch nur selten von Aas ernähren (Reichstein 1993, Reichstein 1993, King, Powell et al. 2010). In den dicht bewachsenen Strukturen könnten die Kadaver von größeren Raubsäugern wie Steinmarder und Rotfuchs erreicht werden, jedoch kaum oder nicht von Greifvögeln und Eulen. Auch Anwendende hätten diese Kadaver bei normaler Nachsuche nicht finden können. Für Lufträuber und Anwendende waren lediglich die beiden offen auf Wegen liegenden Kadaver auffindbar gewesen. Diese wurden dann auch im Rahmen der guten fachlichen Anwendung von Nagetierbekämpfungsmitteln (UBA, 2018a) während der Routinekontrollen bis zum Mittag des Verendetages eingesammelt und in dieser Zeit nicht von Räubern verschleppt. Auch wenn in dieser typischen Bekämpfungssituation nur ein geringer Anteil der Wanderrattenkadaver für Räuber und Anwendende zugänglich war, sind die Kadaversuche sowie das Einsammeln und die in den RMM festgelegte fachgerechte Entsorgung durch Anwendende essentiell, um die Expositionswahrscheinlichkeit für Räuber und Aasfresser zu minimieren. Oft werden die Kadaver auch aus hygienischen Gründen entfernt. Damit kann zumindest ein Teil des Expositionspfades durch den Anwender blockiert werden. Von den 43 lokalisierten Kadavern hätten 20 (53%) einen Umwelteintrag verursachen können, weil sie sich nicht innerhalb geschlossener Gebäude (Betonböden, Zwischenwände etc.) befanden. Zwei Kadaver waren gut auffindbar, so dass sich der Umwelteintrag durch Kadaversuche um 10% reduzierte.

Die beiden offen liegenden Kadaver waren gut sichtbar und die morgendliche Kontrolle der offenen Flächen auf den Versuchshöfen bedeutete kaum zeitlichen Mehraufwand. Die vier in geschützten Habitaten aufgefundenen Kadaver konnten jedoch nur aufgrund der Markierung mit Radio-Telemetriesendern gefunden werden. Bei Routine-Sichtkontrollen wären alle unentdeckt geblieben. Bei der Beurteilung dieser Ergebnisse ist auch zu beachten, dass für die durchgeführten Versuche nur wenige Tiere aus den etablierten Populationen der Versuchshöfe entnommen und behandelt wurden. Bei fachgerechten Bekämpfungsaktionen sollen möglichst alle vorkommenden Tiere in kurzer Zeit die ausgebrachten Köder aufnehmen. Dann kann durchaus auch eine höhere Zahl von Kadavern für Räuber und Aasfresser erreichbar werden, auch wenn bisher kaum Erkenntnisse darüber vorliegen, um welchen Anteil der Gesamtpopulation es sich dabei handelt. Fenn et al. (1987) berichten in diesem Zusammenhang, dass sie bei der Rattenbekämpfung auf einer Farm in Oxfordshire die meisten Kadaver in geschützten Strukturen fanden, unter anderem 12 verendete Tiere unter einem Heuschöber. Bei Gehegeversuchen von Gemmeke (1990) zogen sich jedoch nur etwa die Hälfte der vergifteten Wanderratten in ihre unterirdischen Baue zurück bevor sie starben. Die andere Hälfte verendete offen liegend im Gehege und auch in einer weiteren Gehegestudie schienen vergiftete Ratten Verhaltensänderungen zu zeigen, die auf eine erhöhte Exposition von Fressfeinden deuten (Cox & Smith, 1992). Jedoch betont Gemmeke (1990), dass dieses Verhältnis im Freiland deutlich verschoben sein könnte, z.B. durch Faktoren wie den Deckungsgrad der genutzten Habitate.

Abnehmende Bewegungsaktivität (Minimaldistanzen) sowie die Bevorzugung geschlossener und geschützter Habitatstrukturen verringert vermutlich die Erreichbarkeit belasteter Wanderratten für eine Reihe von Beutegreifern und Aasfressern. Von den 53 mit Brodifacoum behandelten Wanderratten wurden zwar drei kurz nach der Freilassung von Hofhunden gefasst, über den gesamten Beobachtungszeitraum wurde aber keines der Tiere von einem wildlebenden Beutegreifer gefangen. Dagegen erbeuteten Greifvögel und Eulen drei der 16 Kontrolltiere (19%), deren Bewegungsaktivität (Minimaldistanzen) höher war als die der behandelten Versuchstiere. Ob dabei die höhere Aktivität der Kontrolltiere eine Rolle spielte, kann wegen der geringen Zahl durch Räuber erbeuteter Wanderratten nicht geklärt werden.

5.2 Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber antikoagulantem Rodentiziden in ländlichen und urbanen Räumen

5.2.1 Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Singvögeln im ländlichen Raum

In dieser Studie wurden zum ersten Mal systematisch AR-Rückstände in Singvögeln bei der fachgerechten Rattenbekämpfung mit einem Brodifacoum-Köder dokumentiert. Die Untersuchung zeigte, dass fast 30% der Singvögel aus dem direkten Umfeld der Anwendung eines Brodifacoum Köders Rückstände trugen. Bei sechs, meist häufig aufgetretenen Arten kamen Rückstände vor, während sich in sieben der seltener aufgetretenen Arten keine AR-Rückstände fanden. Individuen mit Brodifacoum-Rückständen der hohen Konzentrationsklasse traten dabei vor allem bei den häufigsten Arten Kohlmeise und Rotkehlchen auf. Die Artzusammensetzung mit insgesamt 13 Arten und ca. 45% Kohlmeisen bzw. 23% Rotkehlchen dürfte typisch für Singvogel-Gesellschaften sein, die im ländlichen Hofumfeld Futter am Boden suchen (Bezzel, 1993).

Besonders kleine Singvögel der Familie *Passeridae*, die im Hofumfeld ihre Nahrung bodennah suchen, dürften gegenüber AR exponiert sein, wenn sie zur Nahrungssuche in Köderstationen eindringen können. In einer Übersichtsarbeit aus dem Jahr 2017 zur Rodentizidbelastung bei Vogelarten, die nicht räuberisch leben, wurden 641 Studien identifiziert, die sich im Zeitraum von 85 Jahren (7,5 Studien pro Jahr) mit Rodentizidexposition beschäftigt haben (Vyas, 2017). Die Übersichtsarbeit berücksichtigte AR- und nicht-AR-Wirkstoffe sowie u.a. deren negative Effekte auf Individuen, weiterhin Labor- und Feldstudien, Informationen aus nationalen Meldesystemen und das Konsumieren von Placebo-Ködern. Keine der 641 Studien basierte auf einer systematischen und replizierten Feldstudie, abgesehen von Monitoringaktivitäten während der Ausbringung von AR-Ködern zur Bekämpfung invasiver Nagetierarten auf Inseln in Neuseeland und anderen Regionen (Howald, et al., 1999; Howald, 1997). Die Informationen zu Singvögeln aus allen anderen Studien bzw. aus nationalen Meldesystemen beruhen auf weniger als fünf Individuen pro Nichtzielart. Diese Angaben zu AR-Rückständen bei Singvögeln beschränken sich vor allem auf anekdotische Angaben, z.B. Begleitdaten von großflächigen Rattenbekämpfungen auf Inseln (Howald et al., 1999; Howald, 1997), einer Hofanwendung (Elliott et al., 2014) oder einer Feldanwendung (Vyas et al., 2013).

In den in dieser Studie untersuchten und mit AR belasteten Singvögeln wurde fast immer der auf den Höfen verwendete Wirkstoff Brodifacoum gefunden. Das gelegentliche Vorkommen anderer Wirkstoffe könnte an der Aufnahme anderer Köder durch die Vögel in der Vergangenheit oder auf umliegenden Höfen liegen. Wegen langer Halbwertszeiten von AR-Wirkstoffen der 2. Generation (Erickson & Urban, 2004), können sich auch einige Wochen bzw. Monate nach dem Fressen noch Rückstände in Lebergewebe finden. Auch andere AR-Wirkstoffe als Brodifacoum sind im Biozidbereich zugelassen und es ist möglich, dass Einzeltiere während Bekämpfungsaktionen mit solchen Wirkstoffen auf anderen Höfen präsent waren. Eine Verunreinigung des Köders mit anderen Wirkstoffen erscheint unwahrscheinlich, ist aber nicht auszuschließen und könnte zu ähnlichen Rückstandsmustern führen (Geduhn et al., 2014).

Alle untersuchten Singvögel stammten aus dem Beifang von Schlagfallenfallen einer anderen Studie. Damit lag der Schwerpunkt zwangsläufig auf omnivoren Arten, die bodennah ihre Nahrung suchen. Die Fallen könnten selektiv mit AR belastete Singvögel gefangen haben, es ist jedoch unklar, ob Singvögel mit AR-Exposition bzw. Vergiftungssymptomen eine höhere Fangwahrscheinlichkeit haben.

Der Anteil von Singvögeln mit Brodifacoum Rückständen war mit 21% (Kohlmeise), 46% (Rotkehlchen) und 38% (Heckenbraunelle) deutlich höher als bei den seltener aufgetretenen Arten. Die Gründe für die z.T. erheblichen Unterschiede im prozentualen Auftreten der Brodifacoum-

Rückstände bleiben unklar. Da die Prozentwerte bei den Rotkehlchen am höchsten waren, könnte das Verhalten bei der Futtersuche eine Rolle spielen. Möglicherweise lernen Rotkehlchen schneller als andere Vogelarten, die Köderstationen als Futterquelle zu nutzen und haben dann auch entsprechend häufiger Rückstände im Lebergewebe.

Ein Vergleich des Anteils von Singvögeln mit Brodifacoum-Rückständen mit Werten aus anderen Studien ist kaum möglich, weil keine robusten Informationen publiziert sind. Die wenigen verfügbaren Daten zeigen, dass z.B. in Neuseeland 100% (13/13) der Amseln Brodifacoum Rückstände haben können, aber nur 20% (1/5) der Langbeinschnäpper (*Petroica australis*) (Eason et al., 2002) und keine Weißköpfchen (*Mohoua albigilla*) (Eason et al., 2002; Murphy et al., 1998) oder Maori-schnäpper (*Petroica macrocephala*) (Murphy et al., 1998). Der Vergleich dieser Werte mit den hier ermittelten Werten ist auf Grund der unterschiedlichen Habitatgegebenheiten, Verhaltensmuster und Anwendungsbedingungen bei der Brodifacoum-Beköderung jedoch nicht sinnvoll.

Da auch kaum Informationen zu den Rückstandskonzentrationen von Brodifacoum im Lebergewebe von passerinen Vögeln vorliegen, ist eine Einordnung der in dieser Untersuchung gefundenen Konzentrationen schwierig. Die mittlere Belastung aller 217 analysierten Tiere lag bei einer Brodifacoum-Konzentration von 126 ng/g (± 653 ng/g, SD). Sie war damit in etwa im Bereich der Konzentration von 73 ng/g in einer Singammer (Elliott et al., 2014) aber deutlich unter den Brodifacoum Rückständen von 1.340 ng/g in einer Amerikanerkrähe (*Corvus brachyrhynchos*) und 1.040 ng/g in einem Kolkraben (*C. corax*), die in den Jahren 1996/1997 in New York und in benachbarten Staaten gefunden wurden (Stone et al., 1999). Die letzteren Werte waren allerdings niedriger als die Maximalkonzentrationen, die in dieser Studie bei Kohlmeisen (7.809 ng/g) und Rotkehlchen (2.151 ng/g) vorkamen, während bei den anderen vier belasteten Arten eine Maximalkonzentration von 348 ng/g nicht überschritten wurde.

Die Gründe für die z.T. erheblichen Unterschiede in den Brodifacoum-Leberkonzentrationen bleiben unklar, könnten aber in den unterschiedlichen Probenzahlen begründet sein. Wenn viele Proben vorliegen, dürfte auch die Wahrscheinlichkeit für das Auffinden hoher Maximalwerte steigen. Da aber die mittlere Konzentration der Brodifacoum-Rückstände in den Kohlmeisen dreimal höher als bei Rotkehlchen war, könnte auch das Verhalten bei der Futtersuche eine Rolle spielen. Möglicherweise halten sich Kohlmeisen länger als Rotkehlchen in den Köderstationen auf, fressen länger und intensiver Köder und haben dann auch entsprechend höhere Rückstände.

Es ist auch denkbar, dass nicht alle Singvögel den Köder direkt konsumierten (primäre Exposition), sondern sich von wirbellosen Tieren ernährten, die vorher Köder gefressen hatten (sekundäre Exposition). Es ist bekannt, dass AR-Rückstände auch in einer Reihe wirbelloser Arten wie Mollusken und Insekten vorkommen können (Booth et al., 2003; Elliott et al., 2014; Spurr & Drew, 1999). Damit ließen sich die z.T. sehr niedrigen Rückstände erklären, allerdings sind zur endgültigen Klärung dieses Umstands weitere Untersuchungen zum Transfer von AR-Rückständen in der Nahrungskette nötig.

Bei Konzentrationen im Lebergewebe bis etwa 200 ng/g werden bei anderen Vogelarten subletale Effekte erwartet (Newton et al. 1999; Thomas et al. 2011). Basierend auf vergleichenden Untersuchungen an Schleiereulen (Newton et al., 1999) werden Konzentrationen über 200 ng/g als kritisch eingestuft und zunehmend als Schwellenwert für Bewertungen herangezogen (Hughes et al., 2013; Lohr, 2018). Konzentrationen über 500 ng/g werden überwiegend bei anderen Vogelarten mit Todesfällen assoziiert (Dowding, 1999; Nakayama et al., 2019). Da sich aber die Wirkung von AR-Rückständen stark zwischen Wirkstoffen, Tierarten und Individuen unterscheidet (Eason et al., 2002; Erickson & Urban, 2004; Thomas et al., 2011), ist eine Beurteilung von biologischen Effekten auf die hier betrachteten Singvögel nicht möglich. Es gibt allerdings Indizien dafür, dass fast alle Langbeinschnäpper überleben, wenn Brodifacoum-Köder in

Köderstationen und nicht oberflächlich ausgebracht wird, um invasive Hermeline und Wanderratten in neuseeländischen *Nothofagus*-Wäldern zu bekämpfen (Brown et al., 2001).

Insgesamt scheint im Hofbereich das Vorkommen von AR Rückständen bei passerinen Vögeln (29%) geringer als bei Nichtzielkleinsäugern (Köderstationen innen 26,3%; Köderstationen innen und außen 54,1%) zu sein. Das ist nicht verwunderlich, weil Singvögel deutlich mobiler als Kleinsäuger sind und zur Nahrungssuche größere Gebiete und vielfältigere Strukturen aufsuchen. Die Kleinsäuger sind dagegen enger an die Habitate gebunden, in denen die Köderstationen ausgebracht waren, der Köder war auf Nager zugeschnitten und Kleinsäuger dürften die Köderstationen in ihrem Aktionsraum nicht nur als Nahrungsressource, sondern auch als Schutz vor Fressfeinden nutzen. Damit waren Kleinsäuger vom Verhalten her stärker exponiert als Singvögel und wohl auch deshalb dementsprechend häufiger belastet. Diese Belastung ist allerdings räumlich eng auf das Areal der Anwendung der Köderstationen begrenzt (Elmeros et al., 2019; Geduhn et al., 2014; Tosh et al., 2012). Dafür spricht auch, dass selbst die großflächige Anwendung von AR außerhalb von Gebäuden zur Bekämpfung von Vektoren der Maul- und Klauenseuche in Großbritannien die AR-Exposition von Greifvögeln nicht erhöhte (Shore et al., 2006), obwohl von einer Rückstandsbelastung bei Ziel- und Nichtzielkleinsäugern ausgegangen werden kann.

Auch Rotfüchse waren mit ca. 60% häufiger mit AR-Rückständen belastet als passerine Vögel. Da es unwahrscheinlich ist, dass Rotfüchse den Köder direkt konsumierten, muss die Belastung von Rotfüchsen ihren Ursprung in der Sekundärexposition haben. Offensichtlich ist die Auswirkung von sekundärer Exposition bei Rotfüchsen deutlich stärker als die vermutlich weitgehend primäre Exposition bei Singvögeln. Die Ursache dafür könnte sein, dass passerine Vögel nur auf wenigen Höfen aktiv sind und damit auch nur sehr begrenzte Möglichkeiten haben, überhaupt auf Köderstationen zu treffen und dort Köder zu konsumieren. Rotfüchse patrouillieren evtl. über mehrere Höfe und auch an anderen Strukturen, wo AR-Köder verwendet werden und treffen dabei auf AR-belastete Kleinsäuger. Außerdem ist es möglich, dass Rotfüchse belastete Kleinsäuger mit Symptomen einer AR-Vergiftung leicht erbeuten oder Kleinsäugerbestände im Hofbereich aktiv aufsuchen und bejagen, so dass es zu einer verstärkten Exposition kommt. Mit AR-Rückständen belastete Singvögel könnten allerdings auch selbst zu einer Quelle des AR-Eintrags in die Umwelt werden, wenn sie von Fressfeinden (z.B. Eulen, Greifvögeln, Mardern) (Hughes et al., 2013) oder Aasfressern konsumiert werden.

Die hier vorgelegten Daten bieten eine gute Grundlage für die fundierte Einschätzung der Muster von AR-Rückständen in Singvögeln, die für die Abschätzung von Expositionsrisiken, die Identifikation möglicher Umweltkorrelate und ggf. für die Anpassung von RMM erforderlich sind. So könnte z.B. versucht werden, die Erreichbarkeit der Köder in Köderstationen zu reduzieren, um die primäre AR-Exposition von Singvögeln zu minimieren.

5.2.2 Antikoagulante Rodentizidrückstände bei Rotfüchsen aus ländlichen und urbanen Räumen

Rückstände antikoagulanter Wirkstoffe fanden sich in Lebergewebeproben von ca. 60% der untersuchten 589 Rotfüchse, die aus dem Tollwutmonitoring der Länder zur Verfügung gestellt wurden. Rotfüchse sind effektive Prädatoren, die in Deutschland sowohl in urbanen wie auch ländlichen Habitaten vorkommen (Börner, 2014). In offenen, landwirtschaftlich geprägten Landschaften jagen sie bevorzugt Kleinsäuger (Goldyn et al., 2003; Meisner et al., 2014) und auch in städtischen Habitaten stehen Nager auf ihrem Speiseplan (Contesse et al., 2004). Rotfüchse sind deshalb sowohl im ländlichen wie auch urbanen Raum potenziell dem Risiko der Sekundärexposition ausgesetzt, wenn AR zur Regulierung von Nagerpopulationen angewendet werden.

Die häufigsten Wirkstoffe im Lebergewebe von Rotfüchsen waren Brodifacoum und Bromadiolon, die in 43,5% bzw. 32% der Proben nachgewiesen wurden. Damit kamen die am häufigsten verwendeten AR-Wirkstoffe Brodifacoum und Bromadiolon auch am häufigsten vor und das Vorkommen von AR-Rückständen lag in diesen Rotfüchsen in einem Bereich, der auch in anderen Studien gefunden wurde. So traten AR-Rückstände bei einem Subsample der hier betrachteten Rotfüchse ebenfalls bei ca. 60% auf (Geduhn et al., 2015) und bei ca. 62% kalifornischer Kitfüchse (*Vulpes macrotis*) (McMillin et al., 2008). Auch in kalifornischen Rotluchsen (*Lynx rufus*) (Riley et al., 2007), verschiedenen Raubtieren in Spanien (Sánchez-Barbudo et al., 2012) sowie in Rotfüchsen in den USA (Stone et al., 1999) treten oft Brodifacoum-Rückstände auf. Bromadiolon ist häufig präsent in Rotfüchsen im Vereinigten Königreich (Tosh et al., 2011), Frankreich (Berny et al., 1997) und Spanien (Sánchez-Barbudo et al., 2012). Noch höher liegen die Werte mit 81% AR-Vorkommen bei v.a. terrestrischen Prädatoren im Gebiet von Kapstadt (Südafrika), wo die illegale und unkontrollierte Anwendung von AR-Wirkstoffen verbreitet ist. Auch dort waren es Brodifacoum und Bromadiolon, die besonders häufig gefunden wurden (Serieys et al., 2019).

Die mittlere Brodifacoum-Konzentration im Lebergewebe aller unbelasteten und mit Brodifacoum belasteten Tiere betrug 99 ng/g (± 209 ng/g, SD). Nur wenige Tiere wiesen hohe Brodifacoum-Konzentrationen auf und der Maximalwert erreichte 1.782 ng/g. Damit lagen die mittleren Werte im unteren Bereich der Brodifacoum-Konzentrationen von 3-654 ng/g, die im Vereinigten Königreich gefunden wurden (Tosh et al., 2011) und unter der mittleren Brodifacoum-Konzentration in terrestrischen Räubern in Kapstadt (200 ng/g) (Serieys et al., 2019). Die höchsten AR Konzentrationen in Südlichen Großfleck-Ginsterkatzen (*Genetta tigrina*) wurden aus dem Stadtgebiet von Kapstadt berichtet, wo Werte von 1.820 ng/g bzw. 2.130 ng/g vorkamen (keine Angabe des genauen Wirkstoffs) (Serieys et al., 2019). Sie entsprechen in etwa den in diesen Untersuchungen beobachteten Maximalwerten bei Rotfüchsen.

Die Bromadiolon-Konzentrationen aller untersuchten Rotfüchse lag im Mittel bei 126 ng/g (± 336 ng/g, SD) und maximal bei 2.933 ng/g. Damit waren die Konzentrationen geringer als in Studien, die in Frankreich (800–6.900 ng/g) (Berny et al., 1997) durchgeführt wurden und ähnlich wie bei Untersuchungen im Vereinigten Königreich (4–1.781 ng/g) (Tosh et al., 2011), Spanien (Mittelwert 155 ng/g) (Sánchez-Barbudo et al., 2012) sowie bei terrestrischen Räubern in Kapstadt (90 ng/g) (Serieys et al., 2019). Möglicherweise führt die Feldanwendung von Bromadiolon, die in Frankreich, nicht aber in Deutschland oder dem Vereinigten Königreich zugelassen ist, dort zu den erhöhten Bromadiolon-Konzentrationen im Lebergewebe von Rotfüchsen.

Es wird davon ausgegangen, dass biologische Effekte ab einer Bromadiolon-Leberkonzentration von 200 ng/g auftreten könnten (Berny et al., 1997; Lorgue et al., 1986). Dieser Wert wurde insgesamt im Mittel nicht überschritten (126 ± 336 ng/g, SD). Mit Bromadiolon belastete Rotfüchse (32%) trugen im Mittel 281 ng/g (± 457 ng/g, SD), wobei die Streuung sehr hoch war. Bei sieben Tieren (3,7%) lag die Bromadiolon Leberkonzentration über einem Wert von 800 ng/g, der bei Rotfüchsen mit Bromadiolon-Vergiftungen in Verbindung gebracht wird (Berny et al., 1997).

Wenig ist darüber bekannt, welche Habitate die Exposition von Rotfüchsen und anderen Prädatoren gegenüber AR begünstigen. Die Exposition (Difenacoum) und Rückstandskonzentration (AR gesamt, Brodifacoum, Difenacoum) von Karakals (*Caracal caracal*) steigt mit der Nähe zu Weinbaubetrieben in der Region Kapstadt, so dass hier ein Management-Effekt wahrscheinlich scheint (Serieys et al., 2019). Die Großviehdichte (speziell für Schweinehaltung) korreliert positiv mit der AR-Exposition und der Anteil urbaner Flächen mit der Brodifacoum-Exposition von Rotfüchsen in Deutschland (Geduhn et al., 2015). Letzteres konnte in dieser Studie durch die Analyse des Effekts der Einwohnerdichte auf Rückstände nicht nachvollzogen werden. Weder das Auftreten von Brodifacoum-Rückständen bei Rotfüchsen noch die Lebergewebskonzentrationen unterschieden sich zwischen dünn und stark besiedelten Regionen, so dass hier andere

Treiber ausschlaggebend sein müssen. Entweder sind Rotfuchse unabhängig von der Bevölkerungsdichte ähnlich stark exponiert, weil z.B. im stark besiedelten urbanen Bereich und im dünn besiedelten ländlichen Bereich AR ähnlich intensiv angewendet werden. Es ist auch möglich, dass die Verfügbarkeit von nicht oder wenig kontaminierten Nahrungsquellen die Expositionswahrscheinlichkeit für Rotfuchse ausgleicht oder die Großviehdichten und der Anteil der Siedlungsfläche (Geduhn et al., 2015) im Wesentlichen alleine ausschlaggebend sind.

Trotz der großen Zahl an Proben ist zu bedenken, dass die Herkunft der Lebergewebsproben auf lediglich vier Flächenländer beschränkt war: Baden-Württemberg, Brandenburg, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen. Dadurch konnte auch nur eine überschaubare Auswahl an Kreisen – und damit Auswahl an Bevölkerungsdichten – in die Analyse einfließen, wodurch speziell beim Anteil der belasteten Rotfuchse nur wenige Datenpunkte für große Bevölkerungsdichten verfügbar waren.

5.3 Weiterentwicklung von Köderstationen zur Verhinderung von Primärvergiftungen bei Nichtzielarten

In den Versuchen wurde eine neuartige Köderstation getestet, bei der Fraßköder nicht am Boden, sondern an der Boxenwand darüber befestigt war. Der Vorteil dieser vertikalen Köderstation sollte darin liegen, dass zumindest kleine und schlecht kletternde oder springende Nichtzielkleinsäuger wie Spitzmäuse oder Wühlmäuse nicht mehr an den Köder gelangen können.

In den Labor- und Gehegeversuchen fraßen jeweils etwas mehr als die Hälfte der getesteten Wanderratten den Köder in den vertikalen Köderstationen, wobei die Köderhöhe dabei keinen Einfluss auf das Fraßverhalten zu haben schien. Während der Köder in den Laborversuchen meist vollständig aufgefressen wurde, nagten die Wanderratten in den Gehegeversuchen nur kurzzeitig daran und fraßen wenig. Ein ähnliches Bild ergab sich in den wenigen Fällen, in denen der Köder herunterfiel. Auch hier wurde er nur wenig von den Versuchstieren benagt. Eine Ausnahme bildete das wilde Wanderrattenweibchen, das in eines der Versuchsgehege eindrang und sich dort einnistete. Dieses Tier fraß öfter und intensiver am Köder als die eingesetzten Versuchstiere, auch am herabgefallenen Köder. Im Gegensatz zu den eingesetzten Versuchstieren kannte sie die Umgebung im Gehege noch nicht und auch nicht die Stelle mit Alternativfutter, welches den Versuchstieren innerhalb ihrer Nestboxen angeboten wurde. Insofern liegt die Vermutung nahe, dass bekannte oder bei Einwanderung zuerst entdeckte Nahrungsquellen bevorzugt genutzt werden, auch wenn diese schwerer zu erreichen und möglicherweise weniger attraktiv sind. Entsprechende Beobachtungen liegen z.B. von Hausratten in Australien vor, die in nahrungsarmer Umgebung den neu angebotenen Köder deutlich schneller und besser annahmen als in Bereichen mit bekannten, ergiebigen Nahrungsquellen (Leung & Clark, 2005). Ähnliche Beobachtungen machten auch Klemann & Pelz (2005), bei denen Wanderratten auf viehhaltenden Betrieben in einem Bereich mit hoher Störungsintensität und eingeschränkter Futterverfügbarkeit stärker in den aufgestellten Köderstationen fraßen als im Getreidespeicher, in dem unbegrenzte Nahrungsverfügbarkeit herrschte und kaum Störungen vorkamen.

Im Gegensatz zu den Gehegeversuchen nagten die Wanderratten in den Laborversuchen intensiv am hoch gehängten Köder. Zwar kannten die Tiere auch hier das angebotene Alternativfutter (Weizenkörner) aus der Tierhaltung, jedoch waren die Weizenkörner in offenen Futterschalen in einem freien Raum verfügbar. Die Köderriegel wurden hingegen in einer Holzbox angeboten, die neben der Nestbox die einzige Struktur im Raum war, die den Tieren Deckung bot. Wie auch die Untersuchungen zu den Bewegungsmustern von Wanderratten auf viehhaltenden Betrieben gezeigt haben, bevorzugen Wanderratten deckungsreiche Strukturen. Dort nehmen sie auch bevorzugt ihre Nahrung auf (Lambert et al., 2008; Taylor, 1978).

In den Freilandversuchen wurden Wanderratten häufig außen an den Köderstationen beobachtet. Sie betraten die Köderstationen jedoch kaum und sie fraßen dann auch nur selten am Köder. Die eingesetzten vertikalen Köderstationen bestanden aus Kunststoff und sie entsprachen in ihren Maßen in etwa handelsüblichen, zugriffsgesicherten Köderstationen. Im Freilandversuch im Sommer starteten die Beobachtungen sofort mit dem Aufstellen der Köderstationen, d.h. es gab keine Eingewöhnungsphase. Die Annahme handelsüblicher Köderstationen kann schwierig sein (Quy, 2011). In Versuchen auf landwirtschaftlichen Betrieben, bei denen handelsübliche, zugriffsgesicherte Köderstationen aus Kunststoff und selbst gebaute Köderstationen aus ortsansässigen Materialien, wie Holzbrettern und Blechen, verglichen wurden, gingen Wanderratten verzögert in die Kunststoffboxen und sie fraßen dort über die gleiche Zeit etwa achtmal weniger Köder als in den größeren selbstgebauten Köderstationen (Buckle & Prescott, 2011).

In den Versuchen im Spätherbst wurden die gleichen Köderstationen über sechs Wochen angeboten und die Ratten mit losen Haferflocken auf dem Boxenboden angeködert. Sowohl die Boxen als auch die Haferflocken wurden gut angenommen. Mit Versuchsbeginn wurden die am Boden liegenden Haferflocken gegen wirkstofffreie Köderblöcke aus gepressten Haferflocken ersetzt und in Höhen von 150 und 200 mm angebracht. Obwohl die Haferflocken in der Eingewöhnungsphase gut angenommen wurden, konnten in der Versuchsphase mit den Köderblöcken nur wenige Fraßereignisse registriert werden. In der Annahme, dass die Köderblöcke nicht weniger attraktiv als die Haferflocken waren, könnte die Anbringung „über Kopf“ eine mögliche Erklärung für die geringe Fraßaktivität in den vertikalen Köderstationen sein. Wichtig in diesem Zusammenhang ist auch, dass in der näheren Umgebung der Köderstationen bekannte und ergiebige Nahrungsquellen ebenerdig vorhanden waren, so dass die Lage der Köder „über Kopf“ die Attraktivität dieser aus der Eingewöhnung bekannten und stark frequentierten Futterplätze schmälerte. Vor diesem Hintergrund würde der Einsatz vertikaler Köderstationen zur zielartspezifischen Bekämpfung von Schädigern bei gleichzeitiger Verringerung der Expositionswahrscheinlichkeit für Nichtzielkleinsäuger wenig erfolgreich sein. Bei Rattenbekämpfungsmaßnahmen auf südkalifornischen Inseln, auf Galapagos und der Muttonbird-Insel vor Australien wurden vertikale Köderstationen eingesetzt, bei denen die Tiere über ein horizontales Kletterrohr in die darüber liegende Köderkammer gelangen konnten. Sowohl die Köderstationen als auch die Köder wurden gut angenommen. Die Köder waren dabei aber nicht „über Kopf“, sondern am Boden der Köderkammer ausgebracht (Erickson et al., 1990; Phillips et al., 2007; Zewe et al., 2014).

Rötelmäuse und *Apodemus* spp. wurden nur an und in wenigen Köderstationen beobachtet. In der Regel hielten sich die Tiere vor Betreten oder nach Verlassen der Köderstationen nur kurz im Beobachtungsumfeld auf. Dafür waren sie länger in den Köderstationen aktiv. *Apodemus* spp. sprangen dann häufig an oder auf den Köder und fraßen intensiv. Rötelmäuse schafften es nur in einzelnen Fällen die Köderblöcke auf 150 mm und 200 mm Höhe anzuspringen und dann darauf zu klettern. Im Sommerversuch, in dem die Köderpaste auf 280 mm Höhe angebracht war, erreichten sie den Köder nicht, ebenso wie die in den vorangegangenen Gehegeversuchen getesteten Feldmäuse, welche nicht an die auf 250 mm Höhe angebrachte Köderpaste gelangten. Zumindest bei den Wühlmäusen, zu denen Rötelmaus und Feldmaus gehören, könnte die Anbringung des Köders höher als 200 mm zum gewünschten Ausschluss dieses Nichtziel-Taxons von der Köderaufnahme führen. Bei Bekämpfungsaktionen auf südkalifornischen Inseln sowie auf Galapagos wurden vertikale Köderstationen eingesetzt, bei denen Wander- und Hausratten durch senkrechte Kletterrohre, die ihren Körpergrößen angepasst waren, in die darüber liegenden Köderkammern gelangen konnten (Erickson et al., 1990; Phillips et al., 2007). Wenig kletternde, größere Nichtzielarten wie die Galápagos-Reisrattenarten *Aegialomys galapagonensis* und *Nesoryzomys narboroughi* (Phillips et al., 2007) aber auch gut kletternde Hirschmäuse (*Peromyscus maniculatus*) (Erickson et al., 1990) die in ihrer Körpergröße in etwa mit den bei uns

heimischen Rötelmäusen und Waldmäusen vergleichbar sind, konnten die weitlumigen Kletterrohre nicht bzw. nur in Einzelfällen bei niedriger Höhe der Kletterrohre überwinden.

Allerdings kommen heimische Wühlmäuse auch bei der Anwendung herkömmlicher Köderstationen eher selten mit den ausgebrachten antikoagulant Rodentiziden in Kontakt. In den Versuchen zum Vergleich der Beköderungsstrategien in sowie in und um Gebäude waren nur wenige Rötelmäuse mit Brodifacoum-Rückständen belastet und die Rückstandskonzentrationen blieben niedrig. Bei Feld- und Erdmäusen wurden keine Rückstände gefunden. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch die Studien von Geduhn et al. (2014) und Elmeros et al. (2019)

Apodemus spp. wiesen in den Vergleichen der Beköderungsstrategien in sowie in und um Gebäude hohe Rückstandskonzentrationen des in handelsüblichen Köderstationen eingesetzten Wirkstoffes Brodifacoum auf. Zumindest die Tiere, die im direkten Umfeld dieser Köderstationen aktiv waren, müssen intensiv am ausgebrachten Köder gefressen haben. Ähnliche Beobachtungen machten auch Geduhn et al. (2014) und Elmeros et al. (2019), bei denen Wald- und Gelbhalsmäuse hohe Rückstandskonzentrationen aufwiesen, was für die direkte Aufnahme der Köder in den eingesetzten handelsüblichen Köderstationen sprach. In den vertikalen Köderstationen wurden Vertreter der Gattung *Apodemus* fast immer auch beim Fraß an den hochgehängten Ködern beobachtet, wenn die Tiere in den Köderstationen registriert wurden. Im Gegensatz zu den Wanderratten zeigen *Apodemus* spp. hier auch kaum Scheu, neu aufgestellte Köderstationen zu erkunden oder unbekannte Köder zu benagen. Der Einsatz vertikaler Köderstationen nach aktueller Bauart würde zumindest für die *Apodemus*-Arten zu keiner deutlichen Risikominderung führen, möglicherweise aber für andere echte Mäuse, z.B. Zwergmäuse. Zwergmäuse wurden in den Untersuchungen nur selten in den vertikalen Köderstationen beobachtet. Sie gelangten nicht an den Köder.

Im Vergleich zu Wanderratten und *Apodemus* spp. wurden Spitzmäuse in den Freilandversuchen nur selten in den vertikalen Köderstationen beobachtet. Sie erreichten den Fraßköder nicht. In den Versuchen zum Vergleich der Beköderungsstrategien in sowie in und um Gebäude wurden Spitzmäuse am häufigsten gefangen und sie waren auch das am häufigsten mit Brodifacoum-Rückständen belastete Taxon. 17% bzw. 42% der mit Brodifacoum belasteten Individuen befanden sich in der hohen Konzentrationsklasse mit Werten zwischen 1.385-4.283 ng/g. Die hohe Expositionswahrscheinlichkeit für die Spitzmäuse würde beim Einsatz vertikaler Köderstationen praktisch verschwinden, da die Tiere nicht mehr an den Köder gelangen können. Auf der anderen Seite müssen vertikale Köderstationen aber eine ausreichende Köderaufnahme durch die Zielarten ermöglichen, was in der momentanen Ausgestaltung für Wanderratten nicht der Fall ist.

Vertikale Köderstationen könnten auch positive Effekte auf die Reduktion der Expositionswahrscheinlichkeit weiterer Nichtzielarten haben. In den Freilandversuchen wurden insgesamt 35 Taxa an und 23 Taxa in den Köderstationen beobachtet aber nur 4 Taxa fraßen an den Ködern. Neben Wanderratten, *Apodemus* spp. und Rötelmäusen waren das ausschließlich Nacktschnecken. Zwar sterben Nacktschnecken nicht am aufgenommenen Wirkstoff, trotzdem ist die Köderaufnahme problematisch, da Nacktschnecken Nahrungsquelle verschiedener Kleinsäuger und Vögel sind und antikoagulante Rodentizide auf diesem Weg in der Nahrungskette weitergegeben werden können (Alomar et al., 2018; Booth et al., 2003; Elliott et al., 2014). Neben den Nacktschnecken traten in den vertikalen Köderstationen noch acht weitere Wirbellosen-Taxa auf, bei denen jedoch kein Köderfraß nachgewiesen wurde. Der Köderfraß kann aber nicht ausgeschlossen werden, da die Beobachtungen mit automatischen, wärme- und bewegungsempfindlichen Wildtierkameras erfolgten, die bei Wirbellosen in der Regel nicht reagieren. Wirbellose wurden deshalb meist nur dann registriert, wenn sich auch Kleinsäuger oder Vögel in den vertikalen Köderstationen aufhielten. Prinzipiell können Wirbellose, insbesondere Insekten

(Elliott et al., 2014; Spurr & Drew, 1999) und Regenwürmer (Booth et al., 2003) einen möglichen Expositionspfad antikoagulanter Rodentizide in Nahrungsketten darstellen.

In den vertikalen Köderstationen wurden sechs Vogelarten nachgewiesen aber kein Köderfraß. Auch hier scheinen vertikale Köderstationen einen positiven Effekt auf Nichtzielarten haben zu können. Unter den beobachteten Vogelarten waren auch Kohlmeisen und Rotkehlchen, bei denen in der Untersuchung zur Exposition von Singvögeln während einer Brodifacoum-Anwendung in 21% und 46% der untersuchten Tiere Rückstände auftraten.

Trotz der positiven Effekte, die vertikale Köderstationen auf die Senkung der Expositionswahrscheinlichkeit verschiedener Nichtzielarten gegenüber antikoagulantem Rodentiziden haben können, ist die Köderaufnahme durch die Zielart Wanderratte bei der hier verwendeten Bauweise unzureichend. Deshalb ist diese Bauform nicht zur Rattenbekämpfung geeignet. Im Hinblick auf das generelle Potential von Köderstationen für den Ausschluss verschiedener Nichtzielarten von der Köderaufnahme ist die weitere Entwicklung und Optimierung zielartspezifischer Köderstationen von zentraler Bedeutung, um insbesondere bei der Bekämpfung von Wanderratten in und um Gebäude die Exposition für Nichtzielarten gegenüber antikoagulantem Wirkstoffen effektiv zu senken.

6 Quellenverzeichnis

- Alomar, H., Chabert, A., Coeurdassier, M., Vey, D., Berny, P. (2018): Accumulation of anticoagulant rodenticides (chlorophacinone, bromadiolone and brodifacoum) in a non-target invertebrate, the slug, *Deroceras reticulatum*. In: Science of the Total Environment, 2018, 610–611, Elsevier, S. 576 – 582
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015): Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. In: Journal of Statistical Software, 2015, 67(1), Foundation for Open Access Statistics, S. 1 – 48
- Battersby, S. A. (2015): Rodents as Carriers of Disease. In: Buckle, A. P., Smith R. H. [Hrsg.]: Rodent Pests and their control. CAB International, Wallingford, 2. Aufl., S. 81 – 100
- BAuA (2019): Datenbank der zugelassenen Biozidprodukte.
https://www.baua.de/DE/Themen/Anwendungssichere-Chemikalien-und-Produkte/Chemikalienrecht/Biozide/Datenbank-Biozide/Biozide_form.html?nn=8684642&wirkstoff.GROUP=1&prodart.GROUP=1&awkat.GROUP=1
(01.05.2019)
- Berny, P. (2007): Pesticides and the intoxication of wild animals. In: Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics, 2007, 30(2), Wiley, S. 93 – 100
- Berny, P. J., Buronfosse, T., Buronfosse, F., Lamarque, F., Lorgue, G. (1997): Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. In: Chemosphere, 1997, 35(8), Elsevier, S. 1817 – 1829
- Berny, P. J., Esther, A., Jacob, J., Prescott, C. (2014): Risk mitigation measures for anticoagulant rodenticides: a European prospective. Final Report, European Commission, Luxembourg, 100 S.
- Bezzel, E. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Passeres - Singvögel. Aula Verlag GmbH, Wiesbaden, 766 S.
- Booth, L. , Eason, C. , Spurr, E. (2001): Literature review of the acute toxicity and persistence of brodifacoum to invertebrates and studies of residue risks to wildlife and people. In: Science for Conservation, 2001, 177, Department of Conservation, S. 2–14
- Booth, L. H., Fisher, P., Heppelthwaite, V., Eason, C. T. (2003): Toxicity and residues of brodifacoum in snails and earthworms. In: Science for Conservation, 2003, 143, Department of Conservation, S. 1–13
- Börner, K. (2014): Untersuchungen zur Raumnutzung des Rotfuchses , *Vulpes vulpes* (L. , 1758), in verschiedenen anthropogen beeinflussten Lebensräumen Berlins und Brandenburgs. Dissertation, Humboldt-Universität, Berlin, 132 S.
- Boyle, C. M. (1960): Case of apparent resistance of *Rattus norvegicus* Berkenhout to anticoagulant poisons. In: Nature, 1960, 188, natureresearch, S. 517
- Brakes, C. R., Smith, R. H. (2005): Exposure of non-target small mammals to rodenticides: Short-term effects, recovery and implications for secondary poisoning. In: Journal of Applied Ecology, 2005, 42(1), Wiley , S. 118–128
- Brown, P. R., Singleton, G. R., Sudarmaji (2001): Habitat use and movements of the rice-field rat, *Rattus argentiventer*, in West Java, Indonesia. In: Mammalia, 2001, 65(2), de Gruyter, S. 151–166
- Buckle, A. P., Eason, C. T. (2015): Control Methods: Chemical. In: Buckle, A. P., Smith, R. H. [Hrsg.]: Rodent Pests and their control, CAB International, Wallingford, 2. Aufl., S. 123–154
- Buckle, A. P., Prescott, C. V. (2011): Effects of tamper-resistant bait boxes on bait uptake by norway rats (*Rattus norvegicus* Berk.). In: International Journal of Pest Management, 2011, 57(1), Taylor & Francis, S. 77–83
- Buckle, A. P., Prescott, C. V. (2018): Anticoagulants and Risk Mitigation. In: Van Den Brink, N. W., Elliott, J. E., Shore, R. F., Rattner, B. A. [Hrsg.]: Anticoagulant Rodenticides and Wildlife, Springer International, S. 319–355

Buckle, A. P., Smith, R. H. (2015): Rodent Pests and their Control. CAB International, Wallingford, 422 S.

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) (2017): Digitale Orthofotos NRW, Auflösung 0,2 m. Frankfurt am Main

Calenge, C. (2019): Home Range Estimation in R: the adehabitatHR Package. R package version 0.4.16. The Comprehensive R Archive Network, <https://cran.r-project.org/web/packages/adehabitatHR/index.html> (01.05.2019)

Cefic (2013): Guideline of Best Practise in the Use of Rodenticide Baits as Biocides in the European Union. The European Chemical Industry Council (Cefic), Brussels, 23 S.

Cefic (2015): Sustainable use of rodenticides as biocides in the EU. The European Chemical Industry Council (Cefic), Brussels, 19 S.

Christensen, T. K., Lassen, P., Elmeros, M. (2012): High exposure rates of anticoagulant rodenticides in predatory bird species in intensively managed landscapes in Denmark. In: Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2012, 63(3), Springer, S. 437–444

Contesse, P., Hegglin, D., Gloor, S., Bontadina, F., Deplazes, P. (2004): The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. In: Mammalian Biology, 2004, 69(2), Elsevier, S. 81–95.

Cowan, D. P., Quay, R. J., Lambert, M. S. (2003): Ecological perspectives on the management of commensal rodents. In: ACIAR Monograph Series, 2003, 96, Australian Centre for International Agricultural Research, S. 433–439

Cox, P., Smith, R. H. (1992): Rodenticide ecotoxicology: pre-lethal effects of anticoagulants on rat behaviour. In: Borrecco, J. E., Marsh, R. E. [Hrsg.]: Proceedings of the 15th Vertebrate Pest Conference, Hyatt Newporter, 03.-05.03.1992, Newport Beach, California, S. 165–170

CRRU (2015): CRRU UK Code of Best Practice - Best Practice and Guidance for Rodent Control and the Safe Use of Rodenticides. Campaign for Responsible Rodenticide Use UK, Leeds, West Yorkshire, 24 S.

CRRU (2016): CRRU Guidance Permanent Baiting. Campaign for Responsible Rodenticide Use, 9 S.

Dodsworth, E. (1961): Mice are spreading despite such poisons as warfarin. In: Minic. Engin. Lond., 3746, 1668

Dowding, J. E., Murphy, E. C., Veitch, C. R. (1999): Brodifacoum residues in target and non-target species following an aerial poisoning operation on Motuihe Island, Hauraki Gulf, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology, 1999, 23(2), New Zealand Ecological Society, S. 207–214

DWD (2018): Klimatabellen der DWD Messstation Münster/Osnabrück (Flugh.). https://www.dwd.de/DE/wetter/wetterundklima_vorort/nordrhein-westfalen/muenster/_node.html (12.11.2018)

Eason, C. T., Murphy, E. C., Wright, G. R. G., Spurr, E. B. (2002): Assessment of Risks of Brodifacoum to Non Target Birds in New Zealand. Ecotoxicology, 2002, 11, Springer, S. 35–48

Eason, C. T., Spurr, E. B. (1995): Review of the toxicity and impacts of brodifacoum on non-target wildlife in New Zealand. New Zealand Journal of Zoology, 1995, 22(4), New Zealand Ecological Society, S. 371–379.

ECHA (2019): Database Information on biocides. <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/biocidal-active-substances> (01.05.2019)

Eisemann, J. D., Fisher, P. M., Buckle, A., Humphrys, S. (2018): An International Perspective on the Regulation of Rodenticides. In: Van Den Brink, N. W., Elliott, J. E., Shore, R. F., Rattner, B. A. [Hrsg.]: Anticoagulant Rodenticides and Wildlife. Springer, S. 287–318

Elliott, J. E., Hindmarch, S., Albert, C. A., Emery, J., Mineau, P., Maisonneuve, F. (2014): Exposure pathways of

anticoagulant rodenticides to nontarget wildlife. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, 186(2), Springer, S. 895–906

Elmeros, M., Bossi, R., Christensen, T. K., Kjær, L. J., Lassen, P., Topping, C. J. (2019): Exposure of non-target small mammals to anticoagulant rodenticide during chemical rodent control operations. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(6), Springer, S. 6133-6140

Elmeros, M., Christensen, T. K., Lassen, P. (2011): Concentrations of anticoagulant rodenticides in stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis* from Denmark. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(12), Elsevier, S. 2373–2378

Endepols, S., Klemann, N., Pelz, H. J., Ziebell, K. L. (2003): A scheme for the placement of rodenticide baits for rat eradication on confinement livestock farms. *Preventive Veterinary Medicine*, 2003, 58(3-4), Elsevier, S. 115-123

Endepols, S., Klemann, N. (2004): Rats and the placement of rodenticide baits for their eradication on indoor livestock farms. *Njas-Wageningen Journal of Life Sciences*, 2004, 52(2), Elsevier, S. 185-193

EPA (1998): Reregistration Eligibility Decision (RED) Rodenticide Cluster, List B, Cases 2100, 2205, 2755, 2760, 2765, 2810, EPA738-R-98-007. United States Environmental Protection Agency, Washington D. C., 296 S.

Erickson, W. A., Marsh, R. E., Halvorson, W. L. (1990): A Roof rat bait station that excludes Deer mice. *Wildlife Society Bulletin*, 1990, 18(3), Wiley, S. 319–325

Erickson, W., Urban, D. (2004): Potential risks of nine rodenticides to birds and non target mammals: a comparative approach. United States Environmental Protection Agency, Washington D. C., 255 S.

ESRI (2018): ArcGIS, Vers. 10.5.2, Redlands, USA

EU (2012): Verordnung (EU) Nr. 528/2012 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Mai 2012 über die Bereitstellung auf dem Markt und die Verwendung von Biozidprodukten. *Amtsblatt Der Europäischen Union*, L(167), EU, S. 1-123

EU (2019): EU-Pesticides database. <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=homepage&language=EN> (09.02.2019)

Fenn, M. G. P., Tew, T. E., Macdonald, D. W. (1987): Rat movements and control on an Oxfordshire farm. *Journal of Zoology*, 1987, 213(4), Wiley, S. 745–749

Fernandez-de-Simon, J., Coeurdassier, M., Couval, G., Fourel, I., Giraudoux, P. (2018): Do bromadiolone treatments to control grassland water voles (*Arvicola scherman*) affect small mustelid abundance?. *Pest Management Science*, 2018, 75(4), Wiley, S. 900-907

Fisher, P. M. (2009): Residual Concentrations and Persistence of the Anticoagulant Rodenticides Brodifacoum and Diphacinone in Fauna. Dissertation, Lincoln University, Canterbury, New Zealand, 155 S.

Fisher, P., O Connor, C., Wright, G., Eason, C. T. (2003): Persistence of four anticoagulant rodenticides in the livers of laboratory rats. *DOC Science Internal Series 139*, Department of Conservation, Wellington, New Zealand, 19 S.

Geduhn, A., Esther, A., Schenke, D., Gabriel, D., Jacob, J. (2016): Prey composition modulates exposure risk to anticoagulant rodenticides in a sentinel predator, the barn owl. *Science of the Total Environment*, 2016, 544, Elsevier, S. 150–157

Geduhn, A., Esther, A., Schenke, D., Mattes, H., Jacob, J. (2014): Spatial and temporal exposure patterns in non-target small mammals during brodifacoum rat control. *Science of the Total Environment*, 2014, 496, Elsevier, S. 328–338

Geduhn, A., Jacob, J., Schenke, D., Keller, B., Kleinschmidt, S., Esther, A. (2015): Relation between intensity of biocide practice and residues of anticoagulant rodenticides in red foxes (*Vulpes vulpes*). *PLoS ONE*, 2015, 10(9), PLOS, S. 1–15

- Gemmeke, H. (1990): Untersuchungen zur Abschätzung des Sekundärvergiftungsrisikos bei Beutegreifern durch rodentizide. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 1990, 42(2), Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, S. 22–25
- Goldyn, B., Hromada, M., Surmacki, A., Tryjanowski, P. (2003): Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 2003, 49(3), Springer, S. 191–200
- Google LCC (2013): Google Earth Pro Desktop. Mountain View, USA
- Hooker, S., Innes, J. (1995): Ranging behaviour of forest-dwelling ship rats, *Rattus rattus*, and effects of poisoning with brodifacoum. New Zealand Journal of Zoology, 1995, 22(3), New Zealand Ecological Society, S. 291–304
- Howald, G. R., Mineau, P., Elliott, J. E., Cheng, K. M. (1999): Brodifacoum poisoning of avian scavengers during rat control on a seabird colony. Ecotoxicology, 1999, 8(6), Springer, S. 431–447
- Howald, G. R. (1997): The risk of non-target species poisoning from brodifacoum used to eradicate rats from Langara Island, British Columbia, Canada. Masterarbeit, The University of British Columbia, Columbia, Canada, 159 S.
- Hughes, J., Sharp, E., Taylor, M. J., Melton, L., Hartley, G. (2013): Monitoring agricultural rodenticide use and secondary exposure of raptors in Scotland. Ecotoxicology, 2013, 22(6), Springer, S. 974–984
- Jacob, J., Broll, A., Esther, A., Schenke, D. (2018): Rückstände von als Rodentizid ausgebrachten Antikoagulantien in wildlebenden Biota. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 62 S.
- Jacob, J., Buckle, A. P. (2018): Use of Anticoagulant Rodenticides in Different Applications Around the World. In: Van Den Brink, N. W., Elliott, J. E., Shore, R. F., Rattner, B. A. [Hrsg.]: Anticoagulant Rodenticides and Wildlife, Springer, S. 11–43
- Jacobs, J. (1974): Quantitative Measurement of Food Selection: A Modification of the Forage Ratio and Ivlev's Electivity Index. Oecologia, 1974, 14(4), Springer, S. 413–417
- Johnson, D. H. (1980): The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. Ecology, 1980, 61(1), Wiley, S. 65–71
- Kaukeinen, D. E. (1987): Evaluation of rodent bait station use under controlled conditions. In: Shumake, S. A., Bullard, R. W. [Hrsg.]: STP974-EB Vertebrate pest control and management materials. 5. Auflage, American Society for Testing Materials, West Conshohocken, S. 103–114
- King, C., Powell, R., Powell, C. (2010): The Natural History of Weasels and Stoats: Ecology, Behavior, and Management. 2. Auflage, Oxford University Press, 458 S.
- Klemann, N., Pelz, H. J. (2005): Studies on food selection behaviour of the Norway rat (*Rattus norvegicus*) on farms. Journal of Pest Science, 2005, 78(1), Springer, S. 45–52
- Koivisto, E., Koivisto, P., Hanski, I. K., Korkolainen, T., Vuorisalo, T., Karhilahti, A., Välttilä, V., Loivamaa, I., Koivisto, S. (2016): Prevalence of anticoagulant rodenticides in non-target predators and scavengers in Finland. Finnish Safety and Chemicals Agency (Tukes), Helsinki, Finland, 41 S.
- Kotthoff, M., Koschorreck, J., Rüdel, H., Friesen, A., Severin, K., Hennecke, S., Jürling, H. (2019): First evidence of anticoagulant rodenticides in fish and suspended particulate matter: spatial and temporal distribution in German freshwater aquatic systems. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26, Springer, S. 7315–7325
- Lambert, M. S., Quay, R. J., Smith, R. H., Cowan, D. P. (2008): The effect of habitat management on home-range size and survival of rural Norway rat populations. Journal of Applied Ecology, 2008, 45(6), Wiley, S. 1753–1761
- Lenth, R., Singmann, H., Love, J., Buerkner, P., Herve, M. (2019): Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package Version 1.4.3, The Comprehensive R Archive Network, <https://cran.r-project.org/web/packages/emmeans/index.html> (01.05.2019)

- Leung, L. K. P., Clark, N. M. (2005): Bait avoidance and habitat use by the roof rat, *Rattus rattus*, in a piggery. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 2005, 55(2), Elsevier, S. 77–84
- Link, K. P. (1944): The anticoagulant from spoiled sweet clover hay. *The Harvey Lecture Series*, 1944, 39, The Harvey Society, S. 162–216
- Littin, K. E., Connor, C. E. O., Eason, C. T. (2000): Comparative effects of brodifacoum on rats and possums. *New Zealand Plant Protection Society*, 2000, 53, New Zealand Ecological Society, S. 310–315
- Liu, J., Xiong, K., Ye, X., Zhang, J., Yang, Y., Ji, L. (2015): Toxicity and bioaccumulation of bromadiolone to earthworm *Eisenia fetida*. *Chemosphere*, 2015, 135, Elsevier, S. 250–256
- Lohr, M. T. (2018): Anticoagulant rodenticide exposure in an Australian predatory bird increases with proximity to developed habitat. *Science of the Total Environment*, 2018, 643, Elsevier, S. 134–144
- López-Perea, J. J., Camarero, P. R., Molina-López, R. A., Parpal, L., Obón, E., Solá, J., Mateo, R. (2015): Interspecific and geographical differences in anticoagulant rodenticide residues of predatory wildlife from the Mediterranean region of Spain. *Science of the Total Environment*, 2015, 511, Elsevier, S. 259–267
- López-Perea, J. J., Camarero, P. R., Sánchez-Barbudo, I. S., Mateo, R. (2019): Urbanization and cattle density are determinants in the exposure to anticoagulant rodenticides of non-target wildlife. *Environmental Pollution*, 2019, 244, Elsevier, S. 801–808
- López-Perea, J. J., Mateo, R. (2018): Secondary Exposure to Anticoagulant Rodenticides and Effects on Predators. In: Van Den Brink, N. W., Elliott, J. E., Shore, R. F., Rattner, B. A. [Hrsg.]: *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife*, Springer, S. 159–193
- Lorgue, G., Nahs, K., Keck, G., Rampaud, M. (1986): Intoxication of domestic and wild animals by anticoagulant rodenticides - a synthesis of data from the french national veterinary antipoison center. In: Salmon T. P., Marsh, R. E., Beadle, D. E. [Hrsg.]: *Proceedings of the Twelfth Vertebrate Pest Conference*, Bahia Hotel, 04.-06.03.1986, San Diego, California, University of California, Davis, S. 80–87.
- MacDonald, D. W., Fenn, M. G. (1995): Rat ranges in arable areas. *Journal of Zoology*, 1995, 236(2), Wiley, S. 349–353
- Masuda, B. M., Fisher, P., Beaven, B. (2015): Residue profiles of brodifacoum in coastal marine species following an island rodent eradication. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, 113, Elsevier, S. 1–8
- Mayle, B., Ferryman, M., Pepper, H. (2004): Controlling Grey Squirrel Damage to Woodlands. *Practice Note*, Forestry Commission, Edinburgh, 16 S.
- McMillin, S. C., Hosea, R. C., Finlayson, B. F., Cypher, B. L., Mekebri, A. (2008): Anticoagulant rodenticide exposure in an urban population of the San Joaquin kit fox. In: Timm, R. M., Madon, M. B. [Hrsg.]: *Proceedings of the 23rd Vertebrate Pest Conference*, 17.-20.03.2008, San Diego, California, University of California, Davis, S. 163–165
- Meerburg, B. G., Singleton, G. R., Kijlstra, A. (2009): Rodent-borne diseases and their risks for public health. *Critical Reviews in Microbiology*, 2009, 35(3), Taylor & Francis, S. 221–270
- Meisner, K., Sunde, P., Clausen, K. K., Clausen, P., Faelled, C. C., Hoelgaard, M. (2014): Foraging ecology and spatial behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a wet grassland ecosystem. *Acta Theriologica*, 2014, 59(3), Springer, S. 377–389
- Microsoft Corporation (2007): Excel 2007. Redmont, USA
- Microsoft Corporation (2015): Excel 2016. Remond, USA
- Mohr, C. O. (1947): Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. *American Midland Naturalist*, 1947, 37(1), The University of Notre Dame, S. 223–249
- Montes de Oca, D. P., Lovera, R., Cavia, R. (2017): Where do Norway rats live? Movement patterns and habitat selection in livestock farms in Argentina. *Wildlife Research*, 2017, 44(4), CSIRO, S. 324–333

- Motomco. (2019): Motomco Vertical. <https://www.motomco.com/motomco/product/us/pest-control/tomcat-vertical-bait-station> (12.06.2019)
- Murphy, E. C., Clapperton, B. K., Bradfield, P. M. F., Speed, H. J. (1998): Brodifacoum residues in target and non-target animals following large-scale poison operations in New Zealand podocarp-hardwood forests. *New Zealand Journal of Zoology*, 1998, 25(4), New Zealand Ecological Society, S. 307–314
- Murphy, G. A. I., Williams, R. H. U. W., Hide, G. (2005): Population Biology of the Urban Mouse (*Mus domesticus*) in the UK. In: Lee, C. Y., Robinson, W. H. [Hrsg.]: *Proceedings of the Fifth International Conference on Urban Pests*, Singapore, ICUP, S.351–355
- Nakayama, S. M. M., Morita, A., Ikenaka, Y., Mizukawa, H., Ishizuka, M. (2019): A review: poisoning by anticoagulant rodenticides in non-target animals globally. *Journal of Veterinary Medical Science*, 2019, 81(2), Japanese Society of Veterinary Science, S. 298–313
- Newton, I., Shore, R. F., Wyllie, I., Briks, J. D. S., Dale, L. (1999): Empirical evidence of side-effects of rodenticides on some predatory birds and mammals. *Advances in Vertebrate Pest Management*, 1999, 1, Taylor & Francis, S. 347–367.
- Niethammer, J. (1978): *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) - Waldmaus. In: Niethammer, J.; Krapp, F. [Hrsg.]: *Handbuch der Säugetiere Europas - Band 1, Nagetiere 1*, 1. Auflage, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, S. 337–367
- Niethammer, J., Krapp, F. (1978): *Handbuch der Säugetiere Europas - Band 1, Nagetiere 1*. 1. Auflage, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, 476 S.
- Niethammer, J., Krapp, F. (1982a): *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 2/I: Nagetiere 2.*, 1. Auflage, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, 649 S.
- Niethammer, J., Krapp, F. (1982b): *Microtus arvalis* (Pallas, 1779) - Feldmaus. In: Niethammer, J., Krapp, F. [Hrsg.]: *Handbuch der Säugetiere Europas - Band 2/I, Nagetiere 2*. 1. Auflage, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, S. 284–318
- Niethammer, J., Krapp, F. (1990): *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 3/1: Insektenfresser, Herrentiere.*, 1. Auflage, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, 523 S.
- Oldenburg, J., Marinova, M., Müller-Reible, C., Watzka, M. (2008): The Vitamin K Cycle. *Vitamins and Hormones*, 2008, 78, Elsevier, S. 35–62
- Pain, D. J., Brooke, M. D. L., Finnie, J. K., Jackson, A. (2000): Effects of Brodifacoum on the Land Crab of Ascension Island. *The Journal of Wildlife Management*, 2000, 64(2), Wiley, S. 380–387
- Pelz, H. J., Prescott, C. V. (2015): Resistance to Anticoagulant Rodenticides. In: Buckle, A. P., Smith, R. H. [Hrsg.]: *Rodent Pests and their control*, 2. Auflage, CAB International, Wallingford, S. 187–208
- Pelz, H. J., Rost, S., Hünnerberg, M., Fregin, A., Heiberg, A. C., Baert, K., MacNicoll, A. D., Prescott, C. V., Walker, A. S., Oldenburg, J., Müller, C. R. (2005): The genetic basis of resistance to anticoagulants in rodents. *Genetics*, 2005, 170(4), Genetics Society of America, S. 1839–1847
- Phillips, R. B., Harris, D. B., Snell, H. L. (2007): Bait Stations for Detection and Control of Alien Rats in Galapagos. *Journal of Wildlife Management*, 2007, 71(8), Wiley, S. 2736–2742
- Pitt, W. C., Berentsen, A. R., Shiels, A. B., Volker, S. F., Eisemann, J. D., Wegmann, A. S., Howald, G. R. (2015): Non-target species mortality and the measurement of brodifacoum rodenticide residues after a rat (*Rattus rattus*) eradication on Palmyra Atoll, tropical Pacific. *Biological Conservation*, 2015, 185, Elsevier, S. 36–46
- Pitt, W. C., Sugihara, R. T., Driscoll, L. C., Vice, D. S. (2011). Physical and behavioural abilities of commensal rodents related to the design of selective rodenticide bait stations. *International Journal of Pest Management*, 2011, 57(3), Taylor & Francis, S. 189–193

- Primus, T., Kohler, D. J., Johnston, J. J., Sugihara, R. T., Pitt, W. C. (2006): Determination of diphacinone residues in Hawaiian invertebrates. *Journal of Chromatographic Science*, 2006, 44(1), Oxford University Press, S. 1–5
- Proulx, G., Mackenzie, N. (2012): Relative abundance of american badger (*Taxidea taxus*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in landscapes with high and low rodenticide poisoning levels. *Integrative Zoology*, 2012, 7(1), Wiley, S. 41–47
- Pryde, M. A., Pickerell, G., Coats, G., Hill, G. S., Greene, T. C., Murphy, E. C. (2013): Observations of South Island Robins eating Racumin®, a toxic paste used for rodent control. *New Zealand Journal of Zoology*, 2013, 40(3), New Zealand Ecological Society, S. 255–259
- QGIS Entwicklungsteam (2018): QGIS Geographisches Informationssystem, Version 3.0 Girona. Open Source Geospatial Foundation Project, Beaverton, Oregon, USA, <http://qgis.osgeo.org> (01.10.2018)
- Quy, R. (2011): Review of the use of bait boxes during operations to control Norway rats, *Rattus norvegicus* – a report to CIEH. Chartered Institute of Environmental Health (CIEH), London, UK, 12 S.
- R Core Team (2018): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, <https://www.r-project.org/> (01.10.2018)
- Rattner, B. A., Mastrota, F. N. (2018): Anticoagulant Rodenticide Toxicity to Non-target Wildlife under controlled exposure Conditions. In: Van Den Brink, N. W., Elliott, J. E., Shore, R. F., Rattner, B. A. [Hrsg.]: *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife*, Springer, S. 45–82
- Regnery, J., Friesen, A., Geduhn, A., Göckener, B., Kotthoff, M., Parrhysius, P., ... Brinke, M. (2018). Rating the risks of anticoagulant rodenticides in the aquatic environment: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 2018, 17(1), Springer, S. 215–240
- Reichstein, H. (1993a): *Mustela erminea* Linné, 1758 - Hermelin. In: Niethammer, J., Krapp, F., [Hrsg.]: *Handbuch der Säugetiere Europas - Band 5/II Raubsäuger (Teil II)*. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 533–570
- Reichstein, H. (1993b): *Mustela nivalis* Linné, 1766 - Mauswiesel. In: Niethammer, J., Krapp, F., [Hrsg.]: *Handbuch der Säugetiere Europas - Band 5/II Raubsäuger (Teil II)*. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 571–626
- Riley, S. P. D., Bromley, C., Poppenga, R. H., Uzal, F. A., Whited, L., Sauvajot, R. M. (2007): Anticoagulant Exposure and Notoedric Mange in Bobcats and Mountain Lions in Urban Southern California. *Journal of Wildlife Management*, 2007, 71(6), Wiley, S. 1874–1884
- Rost, S., Fregin, A., Ivaskevicius, V., Conzelmann, E., Hörtnagel, K., Pelz, H. J., Lappegard, K., Seifried, E., Scharrer, I., Tuddenham, E. G. D., Müller, C. R., Strom, T. M., Oldenburg, J. (2004): Mutations in VKORC1 cause warfarin resistance and multiple coagulation factor deficiency type 2. *Nature*, 2004, 427(6974), Nature Research, S. 537–541
- RStudio Team (2016). RStudio: Integrated Development for R. RStudio Team, Boston, USA, <http://www.rstudio.com/> (01.10.2018)
- Rueda, D., Campbell, K. J., Fisher, P., Cunninghame, F., Ponder, J. B. (2016): Biologically significant residual persistence of brodifacoum in reptiles following invasive rodent eradication, Galapagos Islands, Ecuador. *Conservation Evidence*, 2016, 13, University of Cambridge, S. 38
- Sage, M., Coeurdassier, M., Defaut, R., Gimbert, F., Berny, P., & Giraudoux, P. (2008): Kinetics of bromadiolone in rodent populations and implications for predators after field control of the water vole, *Arvicola terrestris*. *Science of the Total Environment*, 2008, 407(1), Elsevier, S. 211–222
- Sánchez-Barbudo, I. S., Camarero, P. R., Mateo, R. (2012): Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain. *Science of the Total Environment*, 2012, 420, Elsevier, S. 280–288
- Serieys, L. E. K., Bishop, J., Okes, N., Broadfield, J., Winterton, D. J., Poppenga, R. H., Viljoen, S., Wayne, R. K., O’Riain, M. J. (2019): Widespread anticoagulant poison exposure in predators in a rapidly growing South African city. *Science of The Total Environment*, 2019, 666, Elsevier, S. 581–590

- Shore, R. F., Coeurdassier, M. (2018): Primary Exposure and Effects in Non-target Animals. In: Van Den Brink, N. W., Elliott, J. E., Shore, R. F., Rattner, B. A. [Hrsg.]: Anticoagulant Rodenticides and Wildlife, Springer, S. 135–157
- Shore, R. F., Malcolm, H. M., McLennan, D., Turk, A., Walker, L. A., Wienburg, C. L., Burn, A. J. (2006): Did Foot-and-Mouth Disease-Control Operations Affect Rodenticide Exposure in Raptors? Journal of Wildlife Management, 2006, 70(2), Wiley, S. 588–593
- Spurr, E. B., Drew, K. W. (1999): Invertebrates feeding on baits used for vertebrate pest control in New Zealand. New Zealand Journal of Ecology, 1999, 23(2), New Zealand Ecological Society, S. 167–173
- Spurr, E. B., O'Connor, C. E., Morris, G. A., Turner, J. (2006): Bait station preferences of Norway rats. DOC Research and Development, 2006, 255, DOC, S. 1–18.
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2018): GENESIS-Regionaldatenbank Deutschland, Version 4.1.12.U1. <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online> (01.12.2018)
- Stone, W. B., Okoniewski, J. C., Stedelin, J. R. (2003). Anticoagulant rodenticides and raptors: Recent findings from New York, 1998-2001. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2003, 70(1), Springer, S. 34–40
- Stone, Ward B., Okoniewski, J. C., & Stedelin, J. R. (1999): Poisoning of Wildlife with anticoagulant Rodenticides in New York. Journal of Wildlife Diseases, 1999, 35(2), Wildlife Disease Association, S. 187–193
- Taylor, K. D. (1978): Range of movement and activity of common rats (*Rattus norvegicus*) on agricultural land. Journal of Applied Ecology, 1978, 15(3), Wiley, S. 663–667
- Thijssen, H. H. W. (1995): Warfarin-based rodenticides: Mode of action and mechanism of resistance. Pesticide Science, 1995, 43(1), Wiley, S. 73–78
- Thomas, P. J., Mineau, P., Shore, R. F., Champoux, L., Martin, P. A., Wilson, L. K., Fitzgerald, G., Elliott, J. E. (2011): Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: Probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada. Environment International, 2011, 37(5), Elsevier, S. 914–920
- Tobin, M. E., Fall, M. W. (2004): Pest Control: Rodents. In: UNESCO-EOLS [Hrsg.]: Agricultural Sciences, from Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford ,UK, 21 S.
- Tosh, D. G., McDonald, R. A., Bearhop, S., Llewellyn, N. R., Fee, S., Sharp, E. A., Barnett, E. A., Shore, R. F. (2011): Does small mammal prey guild affect the exposure of predators to anticoagulant rodenticides? Environmental Pollution, 2011, 159(10), Elsevier, S. 3106–3112
- Tosh, D. G., McDonald, R. A., Bearhop, S., Llewellyn, N. R., Montgomery, W. I., Shore, R. F. (2012): Rodenticide exposure in wood mouse and house mouse populations on farms and potential secondary risk to predators. Ecotoxicology, 2012, 21(5), Springer, S. 1325–1332
- Tosh, D. G., Shore, R. F., Jess, S., Withers, A., Bearhop, S., Montgomery, W. I., McDonald, R. A. (2011): User behaviour, best practice and the risks of non-target exposure associated with anticoagulant rodenticide use. Journal of Environmental Management, 2011, 92(6), Elsevier, S. 1503–1508
- Townsend, M. G., Entwisle, P., Hart, A. D. M. (1995): Use of two halogenated biphenyls as indicators of non-target exposure during rodenticides treatments. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1995, 54, Springer, S. 526–533
- UBA (2018a): Gute fachliche Anwendung von Nagetierbekämpfungsmitteln mit Antikoagulantien für geschulte berufsmäßige Verwender. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 19 S.
- UBA (2018b): Nagetierbekämpfung mit Antikoagulantien Antworten auf häufig gestellte Fragen. 4. Auflage, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 52 S.

- Van Den Brink, N. W., Elliott, J. E., Shore, R. F., Rattner, B. A. (2018): Anticoagulant Rodenticides and Wildlife. Springer, 398 S.
- Vein, J., Vey, D., Fourel, I., Berny, P. (2013): Bioaccumulation of chlorophacinone in strains of rats resistant to anticoagulants. Pest Management Science, 2013, 69(3), Wiley, S. 397–402
- Venables, W. N., Ripley, B. D. (2002): Modern Applied Statistics with S-Plus. 4. Auflage, Springer, New York, 498 S.
- Villafañe, I. E. G., Muschetto, E., Busch, M. (2008): Movements of Norway rats (*Rattus norvegicus*) in two poultry farms, Exaltación de la Cruz, Buenos Aires, Argentina. Mastozoología Neotropical, 2008, 15(2), Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos, S. 203–208
- Vyas, N. B. (2017): Rodenticide incidents of exposure and adverse effects on non-raptor birds. Science of the Total Environment, 2017, 609, Elsevier, S. 68–76
- Vyas, N. B., Hulse, C. S., Meteyer, C. U., Rice, C. P. (2013): Evidence of Songbird Intoxication From Rozol® Application at a Black-Tailed Prairie Dog Colony. Journal of Fish and Wildlife Management, 2013, 4(1), U.S. Fish & Wildlife Service, S. 97–103
- Watt, B. E., Proudfoot, A. T., Bradberry, S. M., Vale, J. A. (2005): Anticoagulant rodenticides. Toxicological Reviews, 2005, 24(4), Springer, S. 259–269
- White, G. C., Garrot, R. A. (1990): Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data. Academic Press, Elsevier, 383 S.
- Wilk, W. (1957): Vergleichende pharmakologische und toxikologische prüfung von scillirosid-, alpha-naphthylthioharnstoff- und cumarin-präparaten. Zeitschrift für Angewandte Zoologie, 1957, 44, Dunker & Humblot, S. 419–446
- Zewe, F., Meek, P., Ford, H., Vernes, K. (2014): A vertical bait station for black rats (*Rattus rattus*) that reduces bait take by a sympatric native rodent. Australian Mammalogy, 2014, 36(1), CSIRO, S. 67–73