

TEXTE

66/2025

Abschlussbericht

Erforschung der Auswirkungen von antikoagulanten Rodentiziden auf die aquatische Umwelt

**Im Vorfeld ihrer Wiedertzulassung als Biozidwirkstoffe in
2024**

von:

Julia Regnery, Georg Reifferscheid
Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Hannah Schmieg, Hannah Schrader, Julia Schwaiger
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Wielenbach

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 66/2025

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3720 64 409 0
FB001762

Abschlussbericht

Erforschung der Auswirkungen von antikoagulanten Rodentiziden auf die aquatische Umwelt

Im Vorfeld ihrer Wiedertzulassung als Biozidwirkstoffe in
2024

von

Julia Regnery, Georg Reifferscheid
Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Hannah Schmieg, Hannah Schrader, Julia Schwaiger
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Wielenbach

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

Durchführung der Studie:

Bundesanstalt für Gewässerkunde – Referat G3: Biochemie, Ökotoxikologie
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz

Bayerisches Landesamt für Umwelt – Referat 73: Aquatische Toxikologie, Betrieb
Wielenbach
Demollstr. 31
82407 Wielenbach

Abschlussdatum:

Dezember 2024

Redaktion:

Fachgebiet IV 1.2 Biozide
Anton Friesen

DOI:
<https://doi.org/10.60810/openumwelt-7778>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Mai 2025

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

Kurzbeschreibung: Erforschung der Auswirkungen von antikoagulanten Rodentiziden auf die aquatische Umwelt im Vorfeld ihrer Wiedertzulassung als Biozidwirkstoffe in 2024

Im Projekt wurden die Auswirkungen blutgerinnungshemmender Rodentizide der 2. Generation auf die Gesundheit von Fischen anhand von Fütterungsstudien mit Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) untersucht. Die Verabreichung von Brodifacoum führte zeitverzögert zu einer Hemmung der Blutgerinnung, wodurch es zu Blutungen und letztendlich zu einem Versterben der Fische kam. Effekte auf die Blutgerinnung wurden ab einer Brodifacoumdosis von 75 µg/kg Körpergewicht beobachtet. Die Leberkonzentration in Regenbogenforellen nach Erhalt einer Dosis von 75 µg/kg Körpergewicht betrug 0,084 – 0,178 mg Brodifacoum/kg Leber (Nassgewicht). Somit wurden erste statistisch signifikante Effekte auf die Blutgerinnung im Mittel bei einer Leberkonzentration von 0,123 mg Brodifacoum/kg Leber (Nassgewicht) beobachtet. Sterblichkeit trat ab einer Brodifacoumdosis von 100 µg/kg Körpergewicht auf. Verstorbene Regenbogenforellen wiesen Lebergehalte von 0,071 – 0,826 mg Brodifacoum/kg Leber (Nassgewicht) auf. Der Nachweis von 0,068 und 0,096 mg Brodifacoum/kg Leber (Nassgewicht) in Wildfischen aus zwei Flüssen bestätigt die Umweltrelevanz der in den Laborversuchen beobachteten Effekte. Zusätzlich fand im Rahmen des Projekts ein umfangreiches Biotamonitoring ($n = 330$) statt. Die häufigen Nachweise von Brodifacoum, Difenacoum und Bromadiolon in geschützten Arten wie Fischottern (*Lutra lutra*) und Kormoranen (*Phalacrocorax carbo*) belegen, dass sich antikoagulante Rodentizide der 2. Generation über die aquatische Nahrungskette in fischfressenden Spitzenprädatoren anreichern. Durchgeführte Laborversuche mit zwei Schabenarten (*Blattella germanica*, *Blatta orientalis*) stützen zudem die Hypothese, dass auch wirbellose Tiere zum Umwelteintrag von antikoagulanten Rodentiziden beitragen können. Außerdem zeigten Umfrageergebnisse des Jahres 2022, dass Köder weiterhin mehrheitlich ungeschützt am Draht in der Kanalisation ausgebracht werden. Vor diesem Hintergrund erscheint die Wirksamkeit bisheriger Risikominderungsmaßnahmen zur Reduktion von Rodentizideinträgen fraglich.

Abstract: Studying the effects of anticoagulant rodenticides on the aquatic environment in advance of their re-approval as biocidal active ingredients in 2024

In this project, the effects of second-generation anticoagulant rodenticide exposure on fish health were examined in feeding studies using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Exposure to brodifacoum led to a delayed inhibition of blood clotting, which resulted in bleeding and ultimately the death of fish. Effects on blood coagulation were observed from a brodifacoum dose of 75 µg/kg body weight. The hepatic concentration in rainbow trout after receiving a brodifacoum dose of 75 µg/kg body weight was in the range of 0.084 – 0.178 mg brodifacoum/kg liver (wet weight). Hence, the first statistically significant effects on blood coagulation were observed on average at a hepatic concentration of 0.123 mg brodifacoum/kg liver (wet weight). Mortality occurred from a brodifacoum dose of 100 µg/kg body weight. Deceased rainbow trout exhibited a hepatic concentration of 0.071 – 0.826 mg brodifacoum/kg liver (wet weight). The detection of 0.068 and 0.096 mg brodifacoum/kg liver (wet weight) in wild fish from two streams confirm the environmental relevance of effects observed in the laboratory experiments. In addition, an extensive biomonitoring ($n = 330$) was carried out as part of the project. The frequent detection of brodifacoum, difenacoum, and bromadiolone in protected species such as otters (*Lutra lutra*) and cormorants (*Phalacrocorax carbo*) confirm accumulation of second-generation anticoagulant rodenticides in piscivorous top predators via the aquatic food chain. Laboratory tests with two species of cockroaches (*Blattella germanica*, *Blatta orientalis*) support the hypothesis that invertebrates may also contribute to the environmental spread of anticoagulant rodenticides. In addition, survey results from 2022 showed that the majority of baits continues to be placed unprotected on a wire in the sewer

system. Based on these findings, the effectiveness of previous risk mitigation measures to reduce rodenticide emissions seems questionable.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	8
Tabellenverzeichnis	8
Abkürzungsverzeichnis	9
Zusammenfassung.....	10
Summary	14
1 Einleitung und Hintergrund.....	17
2 Untersuchung der Auswirkungen von antikoagulanten Rodentiziden auf die aquatische Umwelt	19
2.1 Zielsetzung des Forschungsvorhabens.....	19
2.2 Effekte von Antikoagulanzen auf Fische	19
2.2.1 Versuchsdesign und Futterherstellung	20
2.2.2 15-tägige Fütterungsstudie mit Brodifacoum (Einfachgabe).....	21
2.2.3 60-tägige Fütterungsstudie mit Brodifacoum (Mehrfachgabe).....	22
2.2.4 30-tägige Fütterungsstudie mit Bromadiolon.....	23
2.2.5 Einordnung der Umweltrelevanz der aufgetretenen Effekte	24
2.3 Transfer von antikoagulanten Rodentiziden entlang der aquatischen Nahrungskette.....	25
2.3.1 Wirbellose als Kontaminationsvektoren.....	26
2.3.2 <i>In-vitro</i> -Metabolismus von Antikoagulanzen in Fischen.....	28
2.3.3 Anreicherung in Fischen und fischfressenden Spitzenprädatoren	29
2.4 Wirksamkeit bestehender Risikominderungsmaßnahmen	30
2.4.1 Aktuelle Praxis der kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation	31
2.4.2 Zeitliche und räumliche Trends von Rodentizidrückständen in Fischottern	33
3 Schlussfolgerung und Handlungsbedarf.....	34
4 Danksagung	35
5 Quellenverzeichnis	36
A Anhang	39

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Herstellungsprozess der Futterpellets.....	21
Abbildung 2:	Beispiele für durch die Exposition mit Antikoagulanzen der zweiten Generation verursachte Einblutungen bei Fischen.....	23
Abbildung 3:	Einblutung in das Gehirn einer Regenbogenforelle (<i>O. mykiss</i>) nach einer Exposition mit 10 000 µg Bromadiolon/kg Körpergewicht (Eosin-Hämatoxylin Färbung).....	24
Abbildung 4:	Untersuchung des Fressverhaltens zweier in Deutschland vorkommender Schabenarten (<i>B. germanica</i> , <i>B. orientalis</i>) an Rodentizidködern	27
Abbildung 5:	Einblicke in die aktuelle Praxis der kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation in Deutschland im Jahr 2022	32

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht der verabreichten kumulativen Brodifacoumdosis in µg/kg Körpergewicht während des 60 Tage-Versuchs mit Regenbogenforellen (<i>O. mykiss</i>).....	22
------------	---	----

Abkürzungsverzeichnis

ChemBiozidDV	Biozidrechtsdurchführungsverordnung
EU	Europäische Union
FKZ	Förderkennzeichen
LOAEL	Lowest observed adverse effect level
n	Probenanzahl
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
PBT	Persistent, bioakkumulierend, toxisch
RT-S9	Subzelluläre S9-Fraktion der Leber von Regenbogenforellen
vPvB	Sehr persistent, sehr bioakkumulierend

Zusammenfassung

Nagetierbekämpfungsmittel (Rodentizide) unterliegen in der Europäischen Union (EU) einer Zulassungspflicht nach Biozidverordnung (EU) Nr. 528/2012, wenn sie zum Material-, Hygiene- oder Infektionsschutz eingesetzt werden. Die meisten zur Bekämpfung von Wanderratten (*Rattus norvegicus*) oder Hausmäusen (*Mus musculus*) in Siedlungsbereichen oder auf landwirtschaftlichen Betrieben eingesetzten Rodentizide enthalten blutgerinnungshemmende Wirkstoffe (Antikoagulanzen). Bisher wurden acht antikoagulante Wirkstoffe gemäß Biozidverordnung bewertet und zur Verwendung in Rodentiziden in der EU genehmigt: Warfarin¹, Chlorophacinon und Coumatetralyl zählen zur ersten Generation von Antikoagulanzen, Bromadiolon, Difenacoum, Brodifacoum, Difethialon und Flocoumafen zur wirksameren zweiten Generation. Bei der obligatorischen Umweltrisikobewertung im Rahmen der Biozidzulassung wurden antikoagulante Rodentizide der zweiten Generation als persistent, bioakkumulierend und toxisch identifiziert. Zudem wurden hohe Vergiftungsrisiken für Nichtzieltiere durch die Verwendung dieser Biozidprodukte festgestellt. Ihre Genehmigung als Biozidwirkstoffe in der EU und die anschließende Zulassung als Biozidprodukte in Deutschland erfolgte unter strengen Auflagen aus Mangel an Alternativen zur wirksamen Bekämpfung von Schadnagern. Für Antikoagulanzen gilt deswegen eine kürzere Genehmigungsfrist von sieben Jahren, in der sie neu bewertet werden müssen. Für die Produkte erfolgt eine auf fünf Jahre beschränkte Zulassung. Dabei wird durch die zuständigen Behörden geprüft, ob die Produkte durch risikoärmere beziehungsweise weniger umweltgefährliche Alternativen ersetzt werden können (vergleichende Bewertung) oder ob ihre Zulassung verlängert wird (Wiederzulassung). Neue wissenschaftliche Erkenntnisse (beispielsweise aus Forschungsprojekten), neue Bewertungsgrundlagen, sowie die Verfügbarkeit und Eignung technischer Innovationen zur Risikominderung fließen regelmäßig in die Gesamtabwägung für die Verlängerung einer Zulassung mit ein. Dies kann wiederum zu einer Anpassung bestehender Anwendungsbestimmungen und Risikominderungsmaßnahmen führen.

Aufbauend auf den Ergebnissen eines vorangegangenen Forschungsvorhabens zur Erforschung der Ursachen für die weitreichende Belastung von Fischen mit antikoagulanten Rodentiziden (FKZ 3716 67 403 0), wurde im hier dargestellten Forschungsprojekt untersucht, welche Auswirkungen die Einträge von antikoagulanten Rodentiziden auf die aquatische Umwelt haben (FKZ 3720 64 409 0; Juni 2020 – November 2023). Ein wichtiger Bestandteil war die Untersuchung der ökotoxikologischen Relevanz der nachgewiesenen Rodentizidrückstände in Fischen und anderen Tieren des aquatischen Nahrungsnetzes. Im Fokus der Forschung stand die Fragestellung, ab welcher Dosis antikoagulante Rodentizide der zweiten Generation auf Fische wirken und wie hoch die korrespondierende Rodentizidkonzentration in der Leber der Fische ist. Da die Belastung von wildlebenden Fischen durch die Messung von Rodentizidrückständen in ihrer Leber erfasst wird, ermöglicht die Aufklärung des Zusammenhangs zwischen den beobachteten Effekten und der korrespondierenden Leberkonzentration Rückschlüsse auf die Bedeutung vorhandener Umweltbelastungen auf die Fischgesundheit. Bisherige und zukünftige Monitoringdaten zu Rodentizidrückständen in Fischen können auf dieser Grundlage somit erstmals hinsichtlich ihrer Umweltrelevanz bewertet werden.

Zu diesem Zweck wurden am Bayerischen Landesamt für Umwelt drei tierexperimentelle Versuche mit Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) durchgeführt. Es wurden jeweils eine Kontrollgruppe und sieben mit einem Rodentizid der zweiten Generation exponierte Versuchsgruppen betrachtet. Im ersten Versuch wurden die Fische in Einzelhaltung einmalig zu Versuchsbeginn mit Brodifacoum versetztem Futter gefüttert (zwischen 0,64 bis 10 000 µg/kg

¹ Die Wirkstoffgenehmigung von Warfarin ist am 30.06.2024 ohne eine beantragte Verlängerung ausgelaufen.

Körpergewicht; 10 Individuen je Versuchsgruppe) und über einen Zeitraum von 15 Tagen beobachtet. Bei dem zweiten Versuch mit einer Laufzeit von 60 Tagen bekamen die Forellen in Gruppenhaltung (22 Individuen je Becken; Duplikate) alle sieben bis acht Tage mit Brodifacoum versetztes Futter (zwischen 0,78 bis 50 µg/kg Körpergewicht). Im dritten Experiment wurden die Auswirkungen einer einmaligen Exposition mit Bromadiolon (zwischen 3,2 bis 50 000 µg/kg Körpergewicht) nach einem Beobachtungszeitraum von 30 Tagen untersucht (Gruppenhaltung mit 5 Individuen je Becken; Duplikate). Neben der Sterblichkeit wurden in den Versuchen von jedem Fisch die Rodentizidkonzentration in der Leber sowie im Blutserum, die Blutgerinnung und weitere Blutparameter bestimmt. Bei pathologisch veränderten Organen wurden exemplarisch histologische Untersuchungen durchgeführt.

Die Untersuchungen ergaben, dass eine Exposition der Fische gegenüber Brodifacoum und Bromadiolon zeitverzögert (ungefähr 12 – 15 Tage) zu einer Hemmung der Blutgerinnung führte, welche innere und äußere Blutungen und letztendlich ein Versterben der Fische verursachte. In den Versuchen mit dem Wirkstoff Brodifacoum wurden Effekte auf die Blutgerinnung ab einer Dosis von 75 µg/kg Körpergewicht beobachtet („lowest observed adverse effect level“ LOAEL). Die Leberkonzentration in Regenbogenforellen nach Erhalt einer Brodifacoumdosis von 75 µg/kg Körpergewicht betrug 0,084 – 0,178 mg Brodifacoum/kg Leber (Nassgewicht). Somit traten erste statistisch signifikante Effekte auf die Blutgerinnung im Mittel bei einer Leberkonzentration von 0,123 mg Brodifacoum/kg Leber (Nassgewicht) auf. Sterblichkeit wurde ab einer Brodifacoumdosis von 100 µg/kg Körpergewicht beobachtet. Die verstorbenen Regenbogenforellen wiesen eine Leberkonzentration von 0,071 – 0,826 mg Brodifacoum/kg Leber (Nassgewicht) auf. In der Umwelt wurde Brodifacoum in Wildfischen aus zwei Fließgewässern mit einer Konzentration von 0,068 und 0,096 mg/kg Leber (Nassgewicht) nachgewiesen. An diesen Fließgewässern wurden laut öffentlicher Pressemitteilungen kurz vor den jeweiligen Beprobungen in angrenzenden Kommunen großräumige Rattenbekämpfungsmaßnahmen mittels ungeschützter Köderausbringung am Draht in Mischwasserkanalisationen durchgeführt.

Die einmalige Exposition der Versuchsfische mit Bromadiolon und einem anschließenden 30-tägigen Beobachtungszeitraum führte bei umweltrelevanten Konzentrationen nicht zu statistisch signifikanten Auswirkungen auf die untersuchten Endpunkte. Dies kann mit einer schnelleren Verstoffwechselung (Metabolisierung) von Bromadiolon im Vergleich zu Brodifacoum und den unterschiedlichen Versuchsdurchführungen zusammenhängen. Im Gegensatz dazu verursachten hohe Bromadiolonkonzentrationen (LOAEL 10 000 µg Bromadiolon/kg Körpergewicht) bei einzelnen Regenbogenforellen teilweise tödliche (letale) Effekte auf das Gerinnungssystem. Die Ergebnisse einer *in-vitro*-Studie zum Metabolismus von Antikoagulanzen in Regenbogenforellen wiesen ebenfalls darauf hin, dass Bromadiolon im Gegensatz zu Brodifacoum weniger persistent ist. Weitere Experimente zum Auftreten von Effekten bei einer chronischen Exposition (Mehrfachgabe von Bromadiolon) werden aufgrund der kumulativen Wirkweise von Antikoagulanzen als notwendig erachtet, um die Umweltauswirkungen von Bromadiolon auf Fische abschließend einordnen zu können.

Des Weiteren beinhaltete das Forschungsprojekt die Untersuchung von Rodentizidrückständen in Tieren des aquatischen Nahrungsnetzes. Ziel war es, mit experimentellen Mitteln die Frage zu klären, ob die Anreicherung von Antikoagulanzen in fischfressenden Spitzenprädatoren über die aquatische Nahrungskette einen realen Expositionspfad darstellt. Zu diesem Zweck wurden zwei Biotamonitoring-Studien durchgeführt. In der ersten Studie wurden insgesamt 122 zwischen 2005 und 2021 in drei Regionen Deutschlands tot aufgefundene Individuen des Eurasischen Fischotters (*Lutra lutra*) auf Rodentizidrückstände in der Leber untersucht. Insgesamt enthielten 67 % (82 von 122) der analysierten Fischotterleberproben mindestens

einen Rodentizidwirkstoff oberhalb seiner jeweiligen Bestimmungsgrenze. Die bei mehreren Fischottern gemessenen erhöhten Gesamtkonzentrationen an Rodentizidrückständen in der Leber mit maximal 0,92 mg/kg Leber (Nassgewicht) deuteten auf eine Anreicherung von antikoagulanten Rodentiziden der zweiten Generation im aquatischen Nahrungsnetz hin (Biomagnifikation). Zudem waren Fischotter aus Regionen mit einem ausgeprägten Einsatz von Antikoagulanzen bei Nagetierbekämpfungsmaßnahmen sehr viel häufiger mit antikoagulantem Rodentiziden belastet als solche aus weniger anthropogen beeinflussten Gebieten. Die gemessene Rodentizidbelastung in fünf Fischottern überstieg den für Wildtiere häufig genannten potenziell tödlichen Konzentrationsbereich von 0,1 bis 0,2 mg/kg Leber (Nassgewicht). Da Fischotter sich überwiegend von Fischen ernähren und eine Belastung von verschiedenen Fischarten mit Antikoagulanzen der zweiten Generation bereits in verschiedenen Fließgewässern nachgewiesen wurde, ist vorrangig von einer Aufnahme der Stoffe über Beutefische und somit von einer Anreicherung über die aquatische Nahrungskette auszugehen. Jedoch kann die Nahrungszusammensetzung von Fischottern im Vergleich zu Spitzenprädatoren, die sich ausschließlich von Fisch ernähren, variieren. So konnte eine zusätzliche Exposition der Fischotter über den Fraß von mit Rodentiziden belasteten terrestrischen Arten (Singvögel, Kleinsäuger, Wirbellose) – sowie Amphibien und Krebsen – nicht ausgeschlossen werden. Im Rahmen des Projekts durchgeführte Laborversuche mit zwei in Deutschland vorkommenden Schabenarten (Deutsche Schabe *Blattella germanica*, Orientalische Schabe *Blatta orientalis*) stützen die Hypothese, dass Wirbellose zur diffusen Verteilung von Rodentizidwirkstoffen in der Umwelt beitragen können.

Daher wurden in einer zweiten Biotamonitoring-Studie Leberproben von 96 Kormoranen (*Phalacrocorax carbo*) und 29 Gänsesägern (*Mergus merganser*) – zwei ausschließlich fischfressenden Raubvögeln – hinsichtlich einer Belastung mit Rodentiziden analysiert. Darüber hinaus wurden 41 Leberproben verschiedener Fischarten aus Binnengewässern sowie 42 Leberproben von Nutria (*Myocastor coypus*) auf Rodentizidrückstände untersucht. Während keine durch aquatische Einträge verursachte Exposition der pflanzenfressenden Nutria feststellbar war, wurden bei knapp der Hälfte der 125 untersuchten Kormorane und Gänsesäger Leberkonzentrationen von antikoagulantem Rodentiziden nachgewiesen (maximal 0,035 mg/kg Leber (Nassgewicht)). Mit Brodifacoum, Difenacoum und Bromadiolon wurden fast ausschließlich Wirkstoffe der zweiten Generation in den Wasservögeln detektiert. Es ist somit davon auszugehen, dass die Exposition der beiden fischfressenden Wasservogelarten eindeutig durch die Aufnahme von mit Rodentiziden kontaminierten Wildfischen erfolgte. Dies wurde wiederum durch die in den Fischen nachgewiesenen Rodentizidrückstände, die mit Befunden früherer Untersuchungen übereinstimmten, unterstrichen.

Eine im Rahmen des Forschungsprojekts durchgeführte bundesweite Umfrage zu Einsatzmengen von Rodentiziden und der Art und Weise ihrer Verwendung bei der kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation in Deutschland bestätigte, dass sich die Praxis der kommunalen Rattenbekämpfung noch immer nicht grundlegend verändert hat. 83 % der 288 teilnehmenden Kommunen bekämpften im Jahr 2022 Ratten in der Kanalisation, überwiegend mit Formködern mit Antikoagulanzen der zweiten Generation, die am Draht in Kanalschächte gehängt wurden. Der vermehrte Einsatz von Köderschutzstationen und die von circa 70 % der rattenbekämpfenden Kommunen angegebene Durchführung einer vorherigen Befallserhebung – sowie einer abschließenden Erfolgskontrolle – wurden auf die verschärften, rechtsverbindlichen Anwendungsbestimmungen und Risikominderungsmaßnahmen für Rodentizide aus der Biozidproduktzulassung zurückgeführt. Insgesamt wurden bei den teilnehmenden Kommunen 23,5 t Köder beziehungsweise 1,7 kg Wirkstoff zur Kanalbeköderung eingesetzt. Hochgerechnet auf das gesamte Bundesgebiet entsprach dies rund 148 t Köder

beziehungsweise 12 kg Wirkstoff und stellte eine Verringerung der Einsatzmengen gegenüber Daten aus den Jahren 2008 und 2017 dar.

Zusammenfassend belegen die Ergebnisse sowohl eine weiträumige Exposition der aquatischen Umwelt mit antikoagulanten Rodentiziden, als auch die Anreicherung dieser Wirkstoffe entlang der aquatischen Nahrungskette. Davon zeugen erstmalig die häufigen Nachweise von antikoagulanten Rodentiziden in fischfressenden Spitzenprädatoren wie dem Fischotter (67 % der 122 untersuchten Individuen), dem Kormoran (48 % der 96 untersuchten Individuen) und dem Gänsesäger (45 % der 29 untersuchten Individuen) und nicht zuletzt die erneuten Nachweise in verschiedenen wildlebenden Fischarten (73 % der 41 untersuchten Leberproben). Zudem konnte experimentell gezeigt werden, dass Brodifacoum bei umweltrelevanten Konzentrationen Effekte auf die Gesundheit von Regenbogenforellen hervorruft. In Gewässern mit hohem Abwasseranteil und wiederkehrenden Rodentizideinträgen ist daher mit negativen Auswirkungen durch Brodifacoum auf wildlebende Fische zu rechnen. Vor diesem Hintergrund gilt es weiterhin, alle verfügbaren und geeigneten Risikominderungsmaßnahmen zu ergreifen, um den Eintrag von antikoagulanten Rodentiziden in die Umwelt und speziell in Gewässer zu minimieren. Die bisher in Deutschland im Rahmen der Biozidproduktzulassung dazu veranlassten Risikominderungsmaßnahmen scheinen nicht auszureichen, aquatische Nichtzieltierarten vor einer Exposition mit Rodentiziden zu schützen, unter anderem, weil sie nicht konsequent genug umgesetzt werden.

Summary

Rodenticides are subject to authorization in the European Union (EU) in accordance with the Biocidal Products Regulation (EU) No. 528/2012 if they are used for material, hygiene, or infection protection. Most rodenticides used to control Norway rats (*Rattus norvegicus*) or house mice (*Mus musculus*) in residential areas or on farms contain anticoagulants. To date, eight anticoagulant active substances have been evaluated in accordance with the Biocidal Products Regulation and approved for use in rodenticides in the EU: warfarin², chlorophacinone, and coumatetralyl belong to the first generation of anticoagulants, bromadiolone, difenacoum, brodifacoum, difethialone, and flocoumafen to the more effective second generation. In the mandatory environmental risk assessment that is part of the biocide approval process, second-generation anticoagulant rodenticides were identified as persistent, bioaccumulative, and toxic. In addition, high poisoning risks for non-target species were identified by use of these biocidal products. Their approval as biocidal active substances in the EU and subsequent authorization as biocidal products in Germany was subject to strict conditions due to a lack of safe alternatives for the effective control of rodents. Hence, anticoagulants are subject to a shorter approval period of seven years, during which they must be re-evaluated. For products, approval is limited to five years. The competent authorities assess whether the products can be replaced by lower-risk or less environmentally hazardous alternatives (comparative assessment), or whether their approval can be extended (re-approval). New scientific data (for example from research projects), new assessment principles, and the availability and suitability of technical innovations for risk mitigation are regularly included in the overall consideration for the extension of an approval. This in turn can lead to an adaptation of existing application provisions and risk mitigation measures.

Based on the results of a previous research project (FKZ 3716 67 403 0) to investigate the sources of the extensive contamination of wild fish with anticoagulant rodenticides, the research presented here (FKZ 3720 64 409 0; June 2020 – November 2023) studied the effects of these anticoagulant rodenticide inputs on the aquatic environment. One aim was to investigate the ecotoxicological relevance of rodenticide residues detected in fish and other species in the aquatic food web. Thereby focusing on the fundamental question, above which dose second-generation anticoagulant rodenticides have an effect on fish, and how high corresponding hepatic rodenticide concentrations are. As exposure of wild fish is monitored by measuring rodenticide residues in their liver, establishing relationships between observed effects and corresponding hepatic rodenticide residues will enable conclusions regarding the meaning of environmental pollution on fish health. On this basis, previous and future monitoring data on rodenticide residues in fish can be evaluated with regard to their environmental relevance.

For this purpose, three animal experiments with rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) were carried out at the Bavarian Environment Agency. A control group and seven experimental groups exposed to a second-generation rodenticide were studied. In the first experiment, the fish were fed a single dose of brodifacoum-spiked feed (between 0.64 and 10 000 µg/kg body weight; 10 individuals per test group) at the start of the experiment and were observed over a period of 15 days. In the second experiment with a duration of 60 days, trout housed in groups (22 individuals per tank; duplicates) were fed brodifacoum-spiked feed (between 0.78 and 50 µg/kg body weight) every seven to eight days. In the third experiment, the effects of a single exposure to bromadiolone (between 3.2 and 50 000 µg/kg body weight) were investigated after an observation period of 30 days (group housing with 5 individuals per tank; duplicates). In addition to mortality, rodenticide concentrations in liver and blood serum, blood coagulation,

² The active substance approval for warfarin expired on June 30, 2024 without an application for extension.

and other blood parameters were determined for each fish in the experiments. Exemplary histological examinations were carried out on pathologically altered organs.

The studies showed that exposure of fish to brodifacoum and bromadiolone led to a delayed (approximately 12 - 15 days) inhibition of blood coagulation, which caused internal and external bleeding, and ultimately the death of fish. In the tests with the active substance brodifacoum, effects on blood coagulation were observed from a dose of 75 µg/kg body weight ("lowest observed adverse effect level" LOAEL). The hepatic concentration in rainbow trout after receiving a brodifacoum dose of 75 µg/kg body weight was 0.084 – 0.178 mg brodifacoum/kg liver (wet weight). Thus, the first statistically significant effects on blood coagulation occurred on average at a hepatic concentration of 0.123 mg brodifacoum/kg liver (wet weight). Mortality was observed from a brodifacoum dose of 100 µg/kg body weight. Deceased rainbow trout had a hepatic concentration of 0.071 – 0.826 mg brodifacoum/kg liver (wet weight). In the environment, brodifacoum was detected in wild fish from two watercourses with a concentration of 0.068 and 0.096 mg/kg liver (wet weight). According to public press releases, large-scale rat control measures using unprotected baits by wire in combined sewer systems were carried out near both sites by neighboring municipalities shortly before the respective samplings.

The single exposure of fish to bromadiolone and a subsequent 30-days observation period did not lead to statistically significant effects on investigated endpoints at environmentally relevant concentrations. This may be related to the faster metabolism of bromadiolone compared to brodifacoum and the different experimental set-up. In contrast, high concentrations of bromadiolone (LOAEL 10 000 µg bromadiolone/kg body weight) caused partially lethal effects on the blood coagulation system in individual rainbow trout. Results of an *in-vitro* study on the metabolism of anticoagulants in rainbow trout also indicated that bromadiolone is less persistent than brodifacoum. Due to the cumulative mode of action of anticoagulants, further experiments on the occurrence of effects during chronic exposure (multiple administration of bromadiolone) are considered necessary in order to be able to conclusively rate the environmental effects of bromadiolone on fish.

Moreover, the research project included the investigation of rodenticide residues in wildlife of the aquatic food web. The aim was to experimentally clarify whether the accumulation of anticoagulants in piscivorous top predators via the aquatic food chain represents a real exposure pathway. Therefore, two biomonitoring studies were carried out. In the first study, a total of 122 Eurasian otter (*Lutra lutra*) individuals found dead in three different German regions between 2005 and 2021 were examined regarding rodenticide residues in the liver. In total, 67% (82 of 122) of analyzed otter liver samples contained at least one rodenticide active substance above its respective quantification limit. The elevated total hepatic anticoagulant rodenticide concentration detected in several otters, with a maximum of 0.92 mg/kg liver (wet weight), indicated an accumulation of second-generation anticoagulant rodenticides in the aquatic food web (biomagnification). In addition, otters from regions with pronounced rodent control measures were more frequently contaminated with anticoagulant rodenticides than those from less anthropogenically influenced areas. Rodenticide residues measured in five otter individuals exceeded the potentially lethal concentration range of 0.1 to 0.2 mg/kg liver (wet weight) frequently cited for wildlife. As otters predominantly feed on fish, these substances are presumably taken up primarily through prey fish, and thus accumulate via the aquatic food chain. Second-generation anticoagulant contamination of various fish species has already been demonstrated in various watercourses. However, the dietary composition of otters can vary compared to top predators with an exclusive fish diet. For example, additional exposure of otters via the consumption of terrestrial species contaminated with rodenticides (songbirds, small

mammals, invertebrates) – as well as amphibians and crayfish – cannot be excluded. Other laboratory tests within this project with two cockroach species native to Germany (German cockroach *Blattella germanica*, Oriental cockroach *Blatta orientalis*) support the hypothesis that invertebrates can contribute to the diffuse distribution of rodenticide active substances in the environment.

For this reason, liver samples from 96 cormorants (*Phalacrocorax carbo*) and 29 mergansers (*Mergus merganser*) – two exclusively fish-eating birds of prey – were analyzed regarding rodenticide residues in a second biomonitoring study. In addition, 41 liver samples of various limnic fish species and 42 liver samples of coypu (*Myocastor coypus*) were analyzed for rodenticide residues. While no exposure caused by aquatic inputs was noticed in the herbivorous coypu, hepatic anticoagulant rodenticide residues were detected in almost half of the examined 125 cormorants and mergansers (maximum 0.035 mg/kg liver (wet weight)). The second-generation active substances brodifacoum, difenacoum, and bromadiolone were detected almost exclusively in the waterfowl. Exposure of piscivorous waterfowl species was clearly caused by the ingestion of wild fish contaminated with rodenticides. This was emphasized by the detection of rodenticide residues in wild fish from nearby watercourses, which were consistent with findings of previous studies.

A nationwide survey was conducted within this research project to gather information on applied quantities of rodenticides and their way of use during municipal sewer rat control in Germany. Survey results confirmed that the practice of municipal rat control in sewers has not yet changed fundamentally. 83% of 288 participating municipalities did control rats in their sewers in 2022, predominantly with second-generation anticoagulant containing baits deployed by wire in sewer manholes. The increased use of bait protection stations, as well as the implementation of an infestation survey prior rat control – and a final success control – reported by around 70% of municipalities controlling rats, was attributed to the stricter, legally binding use instructions and risk mitigation measures for rodenticides from the biocidal products approval. A total of 23.5 metric tons of bait or 1.7 kg of active substance were used for sewer baiting in the participating municipalities. Extrapolated to the entire federal territory of Germany, this corresponds to around 148 metric tons of bait or 12 kg of active substance and represented a reduction in quantities used compared to data from 2008 and 2017.

In summary, the results demonstrate both widespread exposure of the aquatic environment to anticoagulant rodenticides and the accumulation of these active substances along the aquatic food chain. This is evidenced for the first time by the frequent detection of anticoagulant rodenticides in piscivorous top predators such as otters (67% of 122 individuals examined), cormorants (48% of 96 individuals examined), and mergansers (45% of 29 individuals examined), as well as the renewed detection of anticoagulants in various wild fish species (73% of the 41 liver samples examined). In addition, it was experimentally confirmed that brodifacoum causes effects on the health of rainbow trout at environmentally relevant concentration. Hence, negative effects of brodifacoum on wild fish are to be expected in surface water bodies with a high proportion of wastewater effluents and recurring rodenticide inputs. These findings reinforce the need to stipulate all available and appropriate risk mitigation measures to minimize the environmental input of anticoagulant rodenticides, especially into water bodies. To date, risk mitigation measures initiated in Germany within the biocidal product approval process appear to be insufficient to protect aquatic non-target species from rodenticide exposure, partly because they are not implemented consistently enough.

1 Einleitung und Hintergrund

Seit der Einführung massentauglicher Fraßgifte auf Coumarin-Basis in den späten 1940er Jahren werden Schadnager, wie beispielsweise Wanderratten (*Rattus norvegicus*) und Hausmäuse (*Mus musculus*), weltweit durch Rodentizide mit blutgerinnungshemmenden Wirkstoffen (sogenannten Antikoagulanzen) bekämpft (Buckle und Smith 2015). Als Vitamin-K-Antagonisten hemmen sie die Biosynthese der Gerinnungsfaktoren II (Prothrombin), VII, IX und X in der Leber (Rattner et al. 2014). Die Aufnahme von antikoagulanten Rodentiziden führt dazu, dass die Fähigkeit zur Blutgerinnung so stark gehemmt wird, dass die Tiere in der Regel nach drei bis sieben Tagen innerlich verbluten. Durch den permanenten und massiven Einsatz von Antikoagulanzen der ersten Generation wurden bereits ein Jahrzehnt später resistente Rattenstämme in Großbritannien beobachtet, wodurch die potenteren Antikoagulanzen der zweiten Generation in den 1970er und 80er Jahren entwickelt wurden (Buckle und Smith 2015). Die Erhöhung ihrer Wirksamkeit hatte zur Folge, dass sie langsamer abgebaut werden und sich in der Umwelt anreichern. Antikoagulanzen der zweiten Generation wurden als (sehr) persistente, (sehr) bioakkumulierende und toxische Stoffe (PBT/vPvB) identifiziert, deren Eintrag in die Umwelt unabhängig von ihrer Konzentration und Menge grundsätzlich zu vermeiden ist. Die Kombination dieser drei sehr problematischen Stoffeigenschaften schließt normalerweise eine Genehmigung als Biozidwirkstoff aus. Aus Mangel an wirksamen und weniger umweltgefährlichen Alternativen wurden insgesamt acht Antikoagulanzen der ersten (Warfarin, Chlorphacinon, Coumatetralyl) und zweiten Generation (Bromadiolon, Difenacoum, Brodifacoum, Difethialon, Flocoumafen) zur Verwendung in Rodentiziden gemäß der Biozidverordnung (EU) 528/2012 in der Europäischen Union genehmigt (Europäische Union 2012). Im Rahmen der nationalen Produktzulassung wurden für antikoagulante Rodentizide seit dem Jahr 2013 daher strikte Risikominderungsmaßnahmen festgelegt, um ihre Verwendung sicherer, wirksamer und nachhaltiger zu machen (Umweltbundesamt 2018a-d). Diese Risikominderungsmaßnahmen beinhalten im Wesentlichen die Beschränkung der zugelassenen Verwender und die verbindliche Festlegung einer guten fachlichen Anwendung von Fraßködern bei der Nagetierbekämpfung mit Antikoagulanzen. So dürfen zugelassene Rodentizide mit Antikoagulanzen der zweiten Generation in Deutschland nur von geschulten berufsmäßigen Verwendern eingesetzt werden (Umweltbundesamt 2018b). Die breite Öffentlichkeit und berufsmäßige Verwender ohne entsprechende Sachkunde dürfen diese Produkte nicht verwenden. Ihnen ist lediglich der Einsatz von Rodentiziden mit Antikoagulanzen der ersten Generation in Innenräumen und unmittelbar um Gebäude möglich (Umweltbundesamt 2018c, d). Die Verwendung von antikoagulanten Rodentiziden zur Feststellung eines Nagetierbefalls (Monitoring) ist ebenfalls verboten und ihr routinemäßiger, präventiver Einsatz stark eingeschränkt. Außerdem müssen Köder so angewendet werden, dass sie während der Anwendung vor (Ab-)Wasserkontakt geschützt sind, regelmäßig kontrolliert werden und nach der Bekämpfungsmaßnahme eingesammelt und fachgerecht entsorgt werden (Umweltbundesamt 2018a, b).

Überall dort, wo Antikoagulanzen als Rodentizide eingesetzt werden, kann davon ausgegangen werden, dass auch Nichtzieltiere dieses Gift aufnehmen – sei es direkt oder indirekt (Van den Brink et al. 2018). Denn das Risiko der Sekundärvergiftung von Wildtieren lässt sich nicht völlig vermeiden, es lässt sich nur minimieren. Die oberirdische Bekämpfung von Ratten mit antikoagulanten Rodentiziden in Siedlungsbereichen, auf landwirtschaftlichen Höfen, um Industriebetriebe oder auf Autobahnraststätten hat daher zu einer weiträumigen Belastung von terrestrisch lebenden und jagenden Wildtieren geführt, wie häufige Nachweise von Rodentizidrückständen in Kleinsäugern, Füchsen, Singvögeln und verschiedenen Greifvogelarten aus Deutschland bestätigten (Badry et al. 2020, 2021; Geduhn et al. 2015, 2016;

Walther et al. 2021a, b). Seit einigen Jahren ist ebenfalls bekannt, dass auch Fische weiträumig mit Antikoagulanzen belastet sind (Kotthoff et al. 2019). Zuvor fehlten aussagekräftige Informationen zu einer möglichen Rodentizidbelastung aquatischer Ökosysteme. Unter anderem, da die in der Expositionsbewertung berechneten Einträge von antikoagulanten Rodentiziden in Gewässer deutlich unterhalb der für Wasserorganismen abgeleiteten ökotoxikologischen Schwellenwerte lagen. Neuere Forschungsergebnisse belegten jedoch, dass insbesondere bei Starkregenereignissen ungeschützt in der Mischwasserkanalisation ausgebrachte Rattenköder abgeschwemmt und über Mischwasserentlastungen direkt in Gewässer eingetragen werden (Regnery et al. 2020a). Sie verdeutlichten weiterhin, dass auch die Gewässereinleitung des geklärten Abwassers einen relevanten Eintragspfad darstellt, da Antikoagulanzen in konventionellen Kläranlagen ohne vierte Reinigungsstufe nicht ausreichend eliminiert werden (Regnery et al. 2019a).

Die Exposition von Wildtieren gegenüber gerinnungshemmenden Rodentiziden wurde ausführlich für Arten dokumentiert, die über das terrestrische Nahrungsnetz direkt oder indirekt mit Schadnagern in Verbindung stehen (Van den Brink et al. 2018). Während in terrestrischen Nichtzieltieren negative beziehungsweise tödliche Auswirkungen von gerinnungshemmenden Rodentiziden der zweiten Generation bei Rückstandskonzentrationen von 0,01 bis 5,3 mg/kg Leber (Nassgewicht) dokumentiert sind (Van den Brink et al. 2018), ist ihre toxikologische Wirkung auf Fische bisher kaum erforscht. Unter anderem ist der Zusammenhang zwischen in Fischlebern gemessenen, umweltrelevanten Rückstandsgehalten und einer dadurch bedingten Wirkung auf die Fischgesundheit unbekannt. Daher werden weitere Forschungsdaten benötigt, um die wesentlichen Fragen hinsichtlich der ökotoxikologischen Relevanz von Antikoagulanzen und ihrer Auswirkungen auf die aquatische Umwelt beziehungsweise das aquatische Nahrungsnetz beantworten zu können.

2 Untersuchung der Auswirkungen von antikoagulanten Rodentiziden auf die aquatische Umwelt

2.1 Zielsetzung des Forschungsvorhabens

Die Ergebnisse der vorangegangenen Studien, in deutscher Sprache zusammengefasst in Regnery et al. (2020b), deuteten aufgrund der dauerhaften Exposition durch Rodentizideinträge in Gewässer auf ein hohes Risiko für Wasserorganismen hinsichtlich chronischer Effekte und Beeinträchtigungen hin. Wegen der von der Exposition räumlich wie zeitlich entkoppelten Wirkung von PBT/vPvB-Stoffen, ist eine zuverlässige Abschätzung dieser Risiken für die aquatische Umwelt mithilfe der klassischen Risikocharakterisierung nicht uneingeschränkt möglich. Der für Antikoagulanzen spezifische Wirkmechanismus mit seiner zeitverzögerten Wirkung erschwert zusätzlich die Risikoabschätzung. Vorrangiges Ziel des Forschungsvorhabens war somit die experimentelle Untersuchung der Auswirkungen von antikoagulanten Rodentiziden auf die aquatische Umwelt, sowie die Beurteilung der ökotoxikologischen Relevanz der gemessenen Rodentizidrückstände in Tieren mit aquatischer/semi-aquatischer Lebensweise.

Zu diesem Zweck wurden anhand umfangreicher Laborexperimente und Biotamonitoring-Studien

- ▶ die potenziellen Auswirkungen von antikoagulanten Rodentiziden der zweiten Generation auf die Fischgesundheit ermittelt,
- ▶ die Anreicherung von antikoagulanten Rodentiziden entlang der aquatischen Nahrungskette untersucht, sowie
- ▶ die Wirksamkeit bestehender Risikominderungsmaßnahmen für die aquatische Umwelt evaluiert.

Die wichtigsten Ergebnisse der im Rahmen dieses Forschungsvorhabens durchgeführten Untersuchungen sind in den nachfolgenden **Kapiteln 2.2 – 2.4** dargestellt. **Anhang A** enthält eine Auflistung der entstandenen projektbezogenen wissenschaftlichen Publikationen, die im Peer-Review-Verfahren in verschiedenen nationalen und internationalen Fachzeitschriften veröffentlicht wurden. Darin finden sich detaillierte Informationen und Daten zu den einzelnen Studien.

2.2 Effekte von Antikoagulanzen auf Fische

Der Wirkmechanismus der antikoagulanten Rodentizide wurde in vielen Wirbeltieren nachgewiesen und ist nicht artspezifisch: antikoagulante Rodentizide verursachen einen Mangel an Vitamin K abhängigen Gerinnungsfaktoren, welcher zeitverzögert zu tödlichen (letalen) Blutungen führt (Rattner et al. 2014). Bekannt ist, dass verschiedene Tierarten unterschiedlich empfindlich auf Antikoagulanzen reagieren (Van den Brink et al. 2018). In drei tierexperimentellen Versuchen mit Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) sollte daher geklärt werden, in welcher Dosis antikoagulante Rodentizide der zweiten Generation auf Fische wirken und wie hoch die zu den beobachteten Effekten korrespondierende Leberkonzentration der Rodentizide ist. Hierzu wurden am Bayerischen Landesamt für Umwelt zwei Versuche mit dem Wirkstoff Brodifacoum und ein Versuch mit dem Wirkstoff Bromadiolon in der ökotoxikologischen Versuchsanlage an der Dienststelle Wielenbach durchgeführt. Die Durchführung der tierexperimentellen Versuche wurde durch die Regierung von Oberbayern

genehmigt (Tierversuchsnummer: ROB-55.2-2532.Vet_02-20-192). Als Versuchsfische wurden Regenbogenforellen aus der betriebseigenen, tierärztlich überwachten Fischzucht des Bayerischen Landesamts für Umwelt verwendet.

2.2.1 Versuchsdesign und Futterherstellung

In der Versuchsanlage des Bayerischen Landesamts für Umwelt wurden die Fische im Durchfluss (27 L Becken mit 20 L/Stunde und 600 L Becken mit 100 L/Stunde) unter kontrollierten Haltungsbedingungen entsprechend ihrer physiologischen Ansprüche über einen längeren Zeitraum exponiert und beobachtet (15 – 60 Tage). Wichtige Wasserqualitätsparameter wie Wassertemperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit wurden kontinuierlich überwacht. Zusätzlich wurden der Sauerstoffgehalt sowie die Nitrit- und Ammoniakkonzentration des Wassers regelmäßig überprüft. Die Regenbogenforellen bekamen den jeweiligen Rodentizidwirkstoff über das Futter verabreicht. Aufgrund der physikochemischen Stoffeigenschaften von Antikoagulanzen der zweiten Generation (gering wasserlöslich und stark adsorptiv) wird angenommen, dass die Exposition von Fischen mit Rodentiziden in der Umwelt hauptsächlich durch die orale Aufnahme kontaminierter Nahrung und/oder Partikel/Schwebstoffe stattfindet und weniger durch die Aufnahme frei gelöst vorliegender Moleküle aus dem Umgebungsmedium Wasser (Regnery et al. 2019b). Um die Auswirkungen der Rodentizide auf Wildfische möglichst realistisch mit den Laborversuchen abbilden zu können, wurde die Herstellung eines qualitativ hochwertigen, artgerechten Forellenfutters ohne Zusatz von künstlichem Vitamin K₃ (Menadion) bei der Firma SimplyFish (Stavanger, Norwegen) zur Verwendung in allen Versuchen beauftragt. Voruntersuchungen des regulär zur Fütterung der Regenbogenforellen verwendeten, kommerziellen Forellenfutters hatten ergeben, dass dieses einen Zusatz von circa 10 mg/kg künstlichem Vitamin K₃ (Menadion) enthält. Vitamin K wirkt als Gegenmittel (Antidot) bei einer Vergiftung mit gerinnungshemmenden Rodentiziden und beeinflusst möglicherweise das Auftreten von Effekten. Durch einen Vorversuch mit regelmäßigen Gesundheitskontrollen wurde ausgeschlossen, dass das Vitamin K₃ (Menadion) freie Forellenfutter eine Gerinnungsstörung bei den Regenbogenforellen verursacht. Zudem wurde jeweils vor Versuchsbeginn bei den verwendeten Versuchsfischen stichprobenartig eine Gesundheitskontrolle inklusive Gerinnungsdiagnostik durchgeführt. Die Wirkstoffe Brodifacoum beziehungsweise Bromadiolon wurden als analytische Reinsubstanz am Bayerischen Landesamt für Umwelt in selbst hergestellte Futterpellets auf Basis des Vitamin K₃ (Menadion) freien Forellenfutters eingearbeitet. Der Herstellungsprozess der Futterpellets ist in **Abbildung 1** dargestellt. Die Wirkstoffkonzentration in den Futterpellets wurde vor Versuchsbeginn chemisch-analytisch an der Bundesanstalt für Gewässerkunde überprüft. So wurde sichergestellt, dass die reale Konzentration im Futter weniger als 20 % von der nominellen Konzentration abweicht. Die Akzeptanz des mit Rodentizidwirkstoff versetzten Futters durch die Versuchsfische wurde ebenfalls in Vorversuchen überprüft. Sowohl bei Brodifacoum als auch bei Bromadiolon wurde kein messbarer Zeitunterschied bei der Futteraufnahme zwischen Kontrollfutter und mit Wirkstoff versetztem Futter beobachtet.

Vor den Versuchen wurde jede Regenbogenforelle mittels eines Minitransponders markiert und ihr Geschlecht anhand der Vitellogeninkonzentration im Blut bestimmt. In allen drei Fütterungsstudien wurde auf ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis geachtet und die Tiere ansonsten zufällig auf die Versuchsgruppen verteilt. Darüber hinaus wurden die Regenbogenforellen für mindestens 11 Tage vor Versuchsbeginn an die neue Haltungsumwelt in der Versuchsanlage eingewöhnt. Für die Probenahme wurden die Regenbogenforellen mit Tricain-Methansulfonat betäubt und durch Blutentzug sowie einen Genickschnitt getötet. Als Hauptendpunkte zur Bewertung des Auftretens von Effekten in Fischen wurden die

Blutgerinnungsparameter Prothrombinzeit, aktivierte partielle Thromboplastinzeit und die Thrombinzeit bestimmt, welche auch in der Humanmedizin standardmäßig zur Untersuchung von Gerinnungsstörungen analysiert werden. Außerdem wurden weitere Blutparameter wie der prozentuale Anteil der Blutzellen im Blut (Hämatokrit) zur Bestimmung einer Blutarmut (Anämie) sowie die Konzentration des Blutfarbstoffs Hämoglobin gemessen. Zudem wurde der Gehalt von Albumin bestimmt, einem wichtigen Bindungs- und Transportprotein im Blutplasma. Am Versuchsende wurde bei allen Fischen eine pathologisch-anatomische sowie exemplarisch histologische Untersuchung durchgeführt. Die aufgetretenen Effekte wurden mit der an der Bundesanstalt für Gewässerkunde chemisch-analytisch bestimmten Konzentration der Wirkstoffe in Leber und Blutserum korreliert. Dies ermöglicht eine Abschätzung des Risikos für Fische und Fischpopulationen durch die in der Umwelt auftretende Belastung mit gerinnungshemmenden Rodentiziden.

Abbildung 1: Herstellungsprozess der Futterpellets



Vitamin K3 (Menadion) freies Futter wurde gekühlt zu Pulver vermahlen (A), mit zerkleinerten und durch ein Sieb gepressten Zuckmückenlarven (B), Gluten, sowie gegebenenfalls Brodifacoum oder Bromadiolon versetzt und zu einem Teig verarbeitet. Der Teig wurde anschließend auf einem selbst konstruierten Pelletierer zu Futterpellets gerollt (C und D) und vor der Lagerung getrocknet. Quelle: eigene Darstellung, Bayerisches Landesamt für Umwelt.

2.2.2 15-tägige Fütterungsstudie mit Brodifacoum (Einfachgabe)

In einem 15 Tage-Versuch wurde circa 200 g schweren Regenbogenforellen in Einzelhaltung in 27 L Becken einmalig entweder Kontrollfutter oder Futter mit einer von sieben verschiedenen Brodifacoumkonzentrationen (0,64; 3,2; 16; 80; 400; 2 000; 10 000 µg/kg Körpergewicht) verfüttert. Anschließend wurden die Fische 15 Tage beobachtet und täglich mit Rodentizid freiem Kontrollfutter gefüttert (die Futtermenge entsprach 1 % des Körpergewichts der Versuchsfische). Pro Versuchsgruppe wurden 10 Fische in Einzelhaltung exponiert. Während des Versuchs traten keine Auffälligkeiten bei den Fischen auf. Eine Ausnahme bildete ein Fisch der zweithöchsten Versuchsgruppe mit einer Brodifacoumdosis von 2 000 µg/kg Körpergewicht, bei dem nach 14 Tagen eine Kiemenblutung auftrat. Am Versuchsende wurde bei dieser Regenbogenforelle eine Blutarmut (Hämatokrit 12 % und Hämoglobin 2,67 g/dL) festgestellt. Bei den übrigen Fischen waren die pathologisch-anatomische Untersuchung sowie die Werte für Hämatokrit (28 – 44 %) und Hämoglobin (6,46 – 9,22 g/dL) unauffällig. Die Vitamin K-Konzentration im Blutplasma war ab einer Brodifacoumdosis von 400 µg/kg Körpergewicht zwischen 31 % bis 34 % signifikant niedriger als bei der Kontrollgruppe. Bei einer Brodifacoumdosis von 80 µg/kg Körpergewicht (LOAEL „lowest observed adverse effect level“) war die Prothrombinzeit der Fische mehr als verdoppelt. Bei höheren Dosen war die Prothrombinzeit länger als 1 200 s (die Messung wurde ab diesem Zeitpunkt abgebrochen, da

keine Blutgerinnung festgestellt wurde). Eine statistisch signifikante Verlängerung der aktivierten partiellen Thromboplastinzeit um bis zu 50 % wurde ab einer Brodifacoumdosis von 400 µg/kg Körpergewicht beobachtet. Die Thrombinzeit wurde hingegen nicht durch Brodifacoum beeinflusst. Der mittlere Rückstandsgehalt von Brodifacoum in der Leber lag bei der Versuchsgruppe mit einer Dosis von 80 µg/kg Körpergewicht, das heißt dem LOAEL, bei circa 0,28 mg/kg Leber (Nassgewicht).

2.2.3 60-tägige Fütterungsstudie mit Brodifacoum (Mehrfachgabe)

In einem 60 Tage-Versuch wurden circa 330 g schwere Regenbogenforellen in Gruppen (22 Fische pro 600 L Becken) gehalten und alle sieben bis acht Tage mit Brodifacoum-versetztem Futter gefüttert (die Futtermenge entsprach 1 % des Körpergewichts der Versuchsfische). Der Versuchsansatz wurde im Duplikat durchgeführt (44 Fische pro Versuchsgruppe). Alle 15 Tage wurden alle Versuchsfische gewogen und gemessen und jeweils fünf Individuen pro Becken beprobt. **Tabelle 1** gibt eine Übersicht über die kumulative Brodifacoumdosis der Versuchsgruppen während des Versuchs.

Tabelle 1: Übersicht der verabreichten kumulativen Brodifacoumdosis in µg/kg Körpergewicht während des 60 Tage-Versuchs mit Regenbogenforellen (*O. mykiss*)

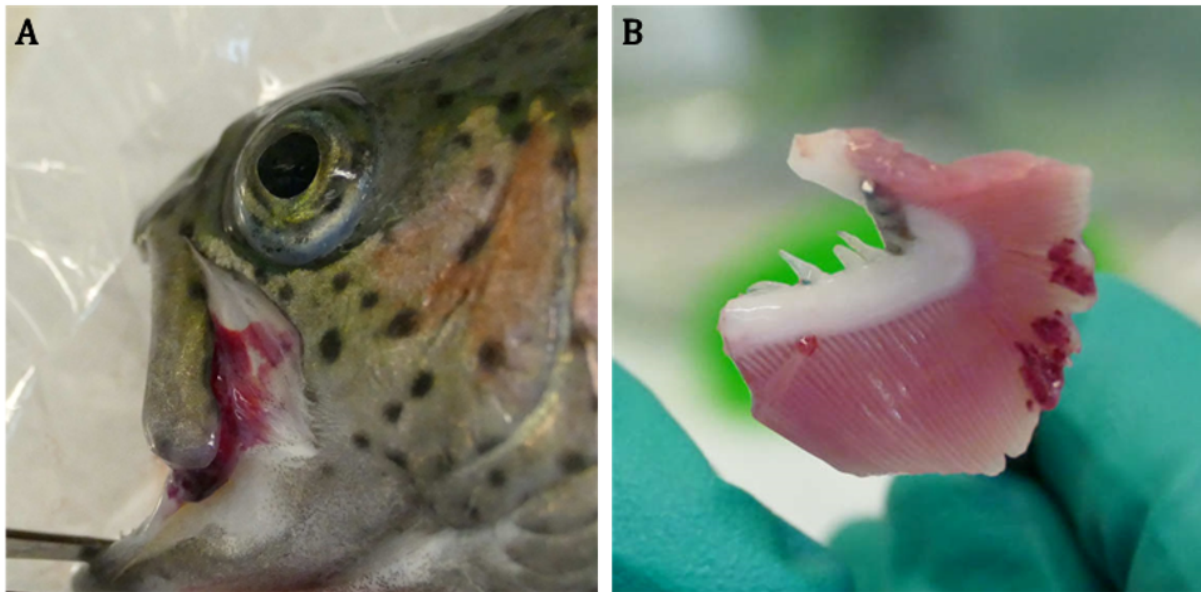
Die Probenahme der Regenbogenforellen erfolgte jeweils nach 15, 30, 45 und 60 Tagen.

	Zeitraum 1 (Tag 0 – 15)		Zeitraum 2 (Tag 16 – 30)		Zeitraum 3 (Tag 31 – 45)		Zeitraum 4 (Tag 46 – 60)	
	1. Gabe Tag 0	2. Gabe Tag 8	3. Gabe Tag 16	4. Gabe Tag 23	5. Gabe Tag 31	6. Gabe Tag 38	7. Gabe Tag 46	8. Gabe Tag 53
Gruppe 1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gruppe 2	0,78	1,56	2,34	3,13	3,91	4,69	5,47	6,25
Gruppe 3	1,56	3,13	4,69	6,25	7,81	9,38	10,94	12,50
Gruppe 4	3,13	6,25	9,38	12,50	15,63	18,75	21,88	25,00
Gruppe 5	6,25	12,50	18,75	25,00	31,25	37,50	43,75	50,00
Gruppe 6	12,50	25,00	37,50	50,00	62,50	75,00	87,50	100,00
Gruppe 7	25,00	50,00	75,00	100,00	125,00	150,00	-	-
Gruppe 8	50,00	100,00	150,00	200,00	-	-	-	-

In den ersten 15 Tagen des Versuchs wurden keine Auffälligkeiten bei den Regenbogenforellen festgestellt. Bei der ersten Probenahme nach 15 Tagen zeigte sich, dass die Blutgerinnung in der höchsten Versuchsgruppe (Gruppe 8) beeinträchtigt war. Die Prothrombinzeit lag bei vier von fünf untersuchten Individuen der Gruppe 8 (kumulative Brodifacoumdosis von 100 µg/kg Körpergewicht) bei mehr als 1 000 s. Im weiteren Versuchsverlauf verstarb der erste Fisch in der höchsten Versuchsgruppe (Gruppe 8, kumulative Brodifacoumdosis von 150 µg/kg Körpergewicht) 17 Tage nach Versuchsbeginn. Bis zur zweiten Probenahme an Tag 30 verstarben 85 % der Fische in dieser Gruppe oder mussten aus Gründen des Tierwohls euthanasiert werden. Die verbleibenden fünf Fische zeigten eine starke Blutarmut, einen Albuminmangel und wiesen Einblutungen in die Kiemen und andere Organe auf (**Abbildung 2**).

Abbildung 2: Beispiele für durch die Exposition mit Antikoagulanzen der zweiten Generation verursachte Einblutungen bei Fischen

A: Maul einer Regenbogenforelle (*O. mykiss*). B: Kiemenbogen einer Regenbogenforelle.



Quelle: eigene Darstellung, Bayerisches Landesamt für Umwelt.

In der zweithöchsten Versuchsgruppe (Gruppe 7) verstarb die erste Regenbogenforelle bei einer kumulativen Brodifacoumdosis von 100 µg/kg Körpergewicht an Tag 28. Bis zur dritten Probenahme verstarben bis auf zwei Individuen alle Fische in dieser Versuchsgruppe oder mussten euthanasiert werden. In keiner der anderen Versuchsgruppen trat eine Sterblichkeit (Mortalität) auf. Während einige Fische innerhalb kürzester Zeit verstarben, wurde bei anderen Fischen über Tage eine zunehmende Teilnahmslosigkeit und Appetitlosigkeit beobachtet, jedoch ohne, dass die für den Tierversuch definierten Abbruchkriterien erfüllt wurden. Die Appetitlosigkeit führte bei den Regenbogenforellen in der Versuchsgruppe 8 zwischen Tag 15 und Tag 30 zu einer signifikant verringerten Gewichtszunahme. Bei der Probenahme an Tag 45 hatten die zwei verbliebenen Individuen in Gruppe 7 eine Prothrombinzeit von mehr als 1 200 s. Auch in Gruppe 6 trat bei der Probenahme an Tag 45 eine signifikant verlängerte Prothrombinzeit auf (kumulative Brodifacoumdosis von 75 µg/kg Körpergewicht; LOAEL). Am Versuchsende nach 60 Tagen zeigten fünf Regenbogenforellen der Gruppe 6 eine stark verlängerte Prothrombinzeit, bei den übrigen Versuchsgruppen lagen alle Gerinnungsparameter im Bereich der Kontrollgruppe. Die Leberkonzentration in Regenbogenforellen nach Erhalt einer kumulativen Brodifacoumdosis von 75 µg/kg Körpergewicht betrug 0,084 – 0,178 mg Brodifacoum/kg Leber (Nassgewicht). Somit wurden erste statistisch signifikante Effekte auf die Blutgerinnung im Mittel bei einer Leberkonzentration von 0,123 mg Brodifacoum/kg Leber (Nassgewicht) beobachtet. In den Lebern aller gegenüber dem Rodentizidwirkstoff exponierten Regenbogenforellen wurden – im Gegensatz zu den Kontrollfischen – Rückstände von Brodifacoum oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen.

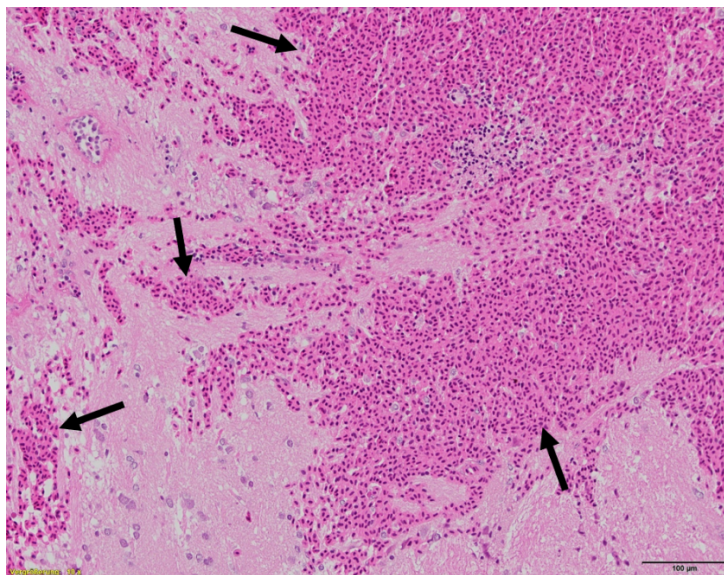
2.2.4 30-tägige Fütterungsstudie mit Bromadiolon

In einem Vorversuch (Einzelhaltung in 27 L Becken, einmalige Wirkstoffgabe) trat bei einer von zwei Regenbogenforellen, die gegenüber 100 000 µg Bromadiolon/kg Körpergewicht exponiert wurden, nach 12 Tagen eine circa 10-minütige Kiemenblutung auf. Bei der Probenahme nach 15 Tagen wurde bei diesem Fisch eine Blutarmut (Hämatokrit 18 %, Hämoglobin 4,01 g/dL)

festgestellt. Zudem war die Blutgerinnung (Prothrombinzeit) bei beiden Fischen gestört. Im anschließenden Hauptversuch wurden 360 g schwere Regenbogenforellen in Gruppenhaltung (fünf Individuen pro 600 L Becken, als Duplikat) mit Bromadiolon versetztem Futter gefüttert (Bromadiolondosis von 0; 3,2; 16; 80; 400; 2 000; 10 000; 50 000 µg/kg Körpergewicht) und anschließend für 30 Tage beobachtet. Um eine möglichst gleichmäßige Aufnahme der mit Wirkstoff versetzten Futterpellets durch die Fische in Gruppenhaltung zu gewährleisten, wurde die Gabe der zu verabreichenden Dosis auf Tag 0 und Tag 2 des Versuchs verteilt. Die Fische wurden täglich mit Vitamin K3 (Menadion) freiem Forellenfutter gefüttert (die Futtermenge entsprach 1 % des Körpergewichts der Versuchsfische). 14 Tage nach Versuchsbeginn zeigte ein Fisch der zweithöchsten Versuchsgruppe (Bromadiolondosis von 10 000 µg/kg Körpergewicht) starke Gleichgewichtsstörungen mit Verlust der Schwimmfähigkeit. Die pathologisch-anatomische und histopathologische Untersuchung dieser verstorbenen Regenbogenforelle zeigte mehrere kleine Einblutungen sowie eine hochgradige Einblutung in die Schädelhöhle und das Gehirn (**Abbildung 3**). Bei der Probenahme nach 30 Tagen ließen sich bei den verbliebenen Versuchsfischen aller Versuchsgruppen keine statistisch signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Endpunkte Blutgerinnung, Hämatokrit und Hämoglobinwert gegenüber der Kontrollgruppe feststellen. Messungen des Vitamin K-Gehalts in den Fischlebern deuteten eine Abnahme von Vitamin K mit zunehmender Bromadiolondosis an. Die mittlere gemessene Bromadiolonkonzentration in der Leber der gegenüber 10 000 µg Bromadiolon/kg Körpergewicht exponierten Versuchsgruppe war $0,254 \pm 0,061$ mg/kg Leber (Nassgewicht).

Abbildung 3: Einblutung in das Gehirn einer Regenbogenforelle (*O. mykiss*) nach einer Exposition mit 10 000 µg Bromadiolon/kg Körpergewicht (Eosin-Hämatoxylin Färbung)

Pfeile: Beispiele für rote Blutkörperchen (Erythrozyten) im Gewebe des Gehirns.



Quelle: eigene Darstellung, Bayerisches Landesamt für Umwelt.

2.2.5 Einordnung der Umweltrelevanz der aufgetretenen Effekte

Die tierexperimentellen Versuche haben bestätigt, dass der Wirkmechanismus der gerinnungshemmenden Rodentizide der zweiten Generation in Regenbogenforellen vergleichbar ist mit dem bekannten Wirkmechanismus in anderen Wirbeltierarten. Die Dauer bis zum ersten Einsetzen beobachtbarer negativer Effekte war mit ungefähr 12 – 15 Tagen bei Regenbogenforellen deutlich länger als bei den meisten terrestrischen Wirbeltieren bekannt. Dies muss grundsätzlich bei der Planung von Versuchen zur Auswirkung gerinnungshemmender

Rodentizide sowie ihrer Risikobeurteilung berücksichtigt werden. Die für Brodifacoum beobachteten Auswirkungen umfassten eine zeitverzögert zur Exposition einsetzende Hemmung der Blutgerinnung, welche zu Blutungen und letztendlich zu einem Versterben der Fische geführt hat. In den Versuchen mit Brodifacoum wurden statistisch signifikante Effekte auf die Blutgerinnung ab einer Brodifacoumdosis von 75 µg/kg Körpergewicht beobachtet (LOAEL). Die mit ersten statistisch signifikanten Effekten auf die Blutgerinnung assoziierte Leberkonzentration betrug 0,084 – 0,178 mg Brodifacoum/kg Leber (Nassgewicht). Sterblichkeit trat ab einer Brodifacoumdosis von 100 µg/kg Körpergewicht auf. Die verstorbenen Regenbogenforellen wiesen eine Leberkonzentration von 0,071 – 0,826 mg Brodifacoum/kg Leber (Nassgewicht) auf. In Wildfischen wurden bereits vereinzelt Rückstandsgehalte von antikoagulant Rodentiziden der zweiten Generation in der Größenordnung 0,1 mg/kg Leber (Nassgewicht) nachgewiesen (Masuda et al. 2015; Regnery et al. 2024a), was die Umweltrelevanz der in den Laborversuchen beobachteten Effekte auf Fische unterstreicht. Bei der Abschätzung möglicher Auswirkungen antikoagulanter Rodentizide auf Wildfische muss berücksichtigt werden, dass die Versuche in einer für Regenbogenforellen optimalen Haltungsumgebung (das heißt Fütterung, hohe Sauerstoffsättigung, geringe Strömung sowie keine Fressfeinde oder Infektionskrankheiten) stattfanden. Bei Wildfischen im Freiland muss zudem das Vorhandensein multipler Stressoren (beispielsweise eine hohe Wassertemperatur in Verbindung mit einem geringen Sauerstoffgehalt, weitere anthropogene Spurenstoffe), sowie außerdem Sensitivitätsunterschiede zwischen verschiedenen Fischarten, berücksichtigt werden. Es ist daher möglich, dass insbesondere durch die bei der Brodifacoumexposition beobachtete Teilnahmslosigkeit, die Gerinnungsstörung und die Blutarmut, negative Effekte bei Wildfischen im Freiland je nach Fischart bereits früher und bei niedrigeren Wirkstoffdosen auftreten können. An stark anthropogen belasteten Gewässerstandorten mit wiederkehrenden Rodentizideinträgen erscheinen negative Auswirkungen durch Brodifacoum auf Wildfische daher sehr wahrscheinlich.

Die Untersuchungen zu Bromadiolon ergaben in umweltrelevanten Konzentrationen keine statistisch signifikanten Auswirkungen auf die Fischgesundheit, was möglicherweise mit einer schnelleren Verstoffwechselung (Metabolisierung) und einer dadurch weniger lange andauernden Rezeptorbindung von Bromadiolon in der Fischeleber im Vergleich zu Brodifacoum zusammenhängt. Darauf deuteten auch die Ergebnisse der in **Kapitel 2.3.2** dargestellten *in-vitro*-Studie zum Metabolismus von Antikoagulanzen in Fischen hin. Es bestehen jedoch Hinweise darauf, dass bei einzelnen Individuen hohe Bromadiolonkonzentrationen ebenfalls tödliche (letale) Effekte auf das Gerinnungssystem verursachen (LOAEL 10 000 µg Bromadiolon/kg Körpergewicht). Für einen Ausschluss möglicher negativer Umweltfolgen von Bromadiolon wären weitere Experimente zu Effekten bei chronischer Exposition und einer Mehrfachgabe von Bromadiolon notwendig. Die durchgeführten Studien lassen derzeit keine Rückschlüsse auf mögliche andere relevante subletale Effekte von Brodifacoum und Bromadiolon, wie beispielsweise auf das Hormonsystem, zu. Eine ausführliche Darstellung und Diskussion der Ergebnisse der tierexperimentellen Versuche mit Brodifacoum wurde kürzlich von Schmiege et al. (2025) in einem wissenschaftlichen Fachjournal veröffentlicht (**Anhang A**).

2.3 Transfer von antikoagulant Rodentiziden entlang der aquatischen Nahrungskette

Die Bewertung des Bioakkumulationspotenzials von Chemikalien ist ein wesentlicher und obligatorischer Bestandteil ihrer regulatorischen Umweltrisiko- und Gefahrenbewertung. Einerseits kann die Bioakkumulation eines Stoffes den aufnehmenden Organismus (wie beispielsweise einen Fisch, siehe **Kapitel 2.2**) selbst schädigen, indem der Stoff eine für den

Organismus schädliche Konzentration erreicht. Andererseits kann eine Bioakkumulation zu einer Weitergabe des Stoffes in der Nahrungskette führen, wenn der kontaminierte Organismus gefressen wird. Obwohl die PBT/vPvB-Eigenschaften von antikoagulanten Rodentiziden der zweiten Generation für eine Anreicherung sprechen, fehlte bislang ein zweifelsfreier, experimenteller Nachweis ihrer Weitergabe entlang der aquatischen Nahrungskette, unter anderem wegen unzureichender analytischer Bestimmungsgrenzen in einer älteren Studie (Lemarchand et al. 2010). Ein wichtiger Faktor ist hierbei, wie in **Kapitel 2.2.5** angesprochen, ob und wie schnell Antikoagulanzen in Fischen metabolisiert werden. Für Biozidwirkstoffe wie gerinnungshemmende Rodentizide liegen kaum öffentlich zugängliche Daten zur Biotransformation in Fischen vor (Connors et al. 2013; Laue et al. 2023). Eine Ableitung fischspezifischer Biotransformationsraten zur Bioakkumulationsbewertung basierend auf Daten von anderen Tierarten ist schwierig. Unter anderem muss berücksichtigt werden, dass es sich bei den meisten Fischarten wie beispielsweise der Regenbogenforelle – anders als bei Säugetieren oder Vögeln – um wechselwarme Tiere handelt, das heißt ihre Körpertemperatur entspricht der Temperatur des sie umgebenden Wassers. Dies kann bei kalter Umgebungstemperatur dazu führen, dass temperaturabhängige Stoffwechselprozesse wie der Fremdstoffmetabolismus deutlich langsamer ablaufen.

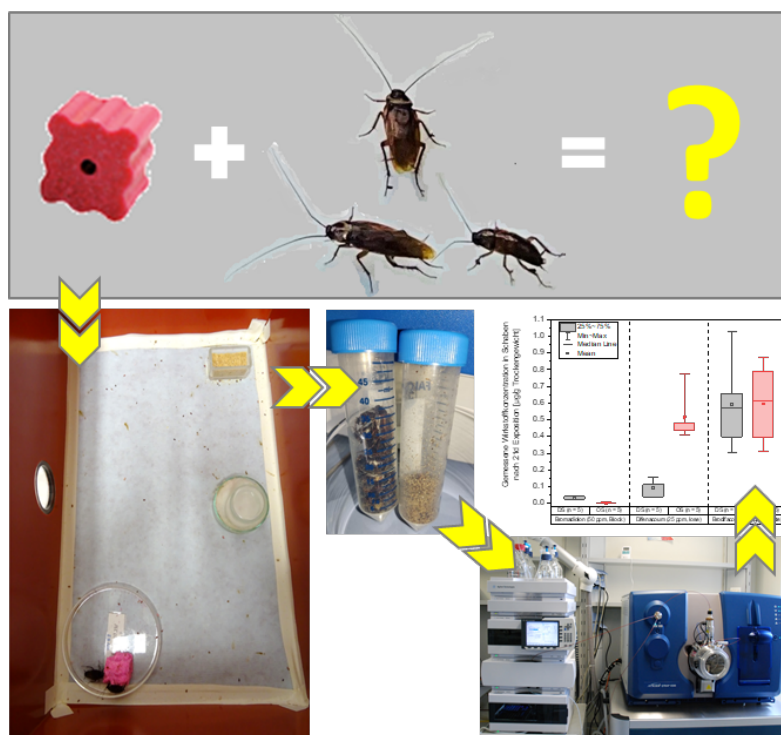
Eine weitere wesentliche Frage in diesem Zusammenhang ist, welche Organismen bei der erstmaligen Aufnahme, Anreicherung und Weitergabe von Antikoagulanzen über die aquatische Nahrungskette eine Schlüsselposition einnehmen. Eine Gruppe von Organismen, die im Hinblick auf die Exposition gegenüber gerinnungshemmenden Rodentiziden wenig erforscht ist, sind Wirbellose wie Insekten und Weichtiere. Sie sind zahlreich vorhanden, haben leicht Zugang zu Ködern und dienen als Nahrungsgrundlage für eine Vielzahl höherrangiger Arten der terrestrischen und aquatischen Nahrungskette. Darüber hinaus sind sie im Gegensatz zu Wirbeltieren nicht anfällig für die spezifische Wirkungsweise von Antikoagulanzen, was ihr Potenzial als Kontaminationsvektoren erhöht. Der unbeabsichtigte Verzehr von rodentizidhaltigen Fraßködern durch Wirbellose wurde bisher vor allem im Zusammenhang mit der Ausrottung invasiver Nagetiere auf abgelegenen Inseln zu Naturschutzzwecken untersucht (Brooke et al. 2013; Pitt et al. 2015). Während Weichtiere in Feldversuchen die wichtigsten wirbellosen Konsumenten von Rodentizidködern zu sein scheinen (Alomar et al. 2018; Williams et al. 2023), ist der Köderkonsum durch Insekten und seine Relevanz als Expositionsweg für gerinnungshemmende Rodentizide im Kontext des städtischen Rattenmanagements noch unbewiesen. Nur wenige Studien (Colvin et al. 1998; Patergnani et al. 2010) haben anekdotisch über Köderfraß durch Wirbellose bei Rattenbekämpfungsmaßnahmen in der Kanalisation berichtet.

2.3.1 Wirbellose als Kontaminationsvektoren

Das Hauptziel der Laborstudie von Regnery et al. (2025) bestand darin festzustellen, ob der Fraß durch Wirbellose an Giftködern einen realistischen Expositionspfad in die Umwelt und damit ein Ausbreitungsszenario für Rodentizidwirkstoffe im jeweiligen Nahrungsnetz darstellt. Daher wurde das Fressverhalten zweier in Deutschland vorkommender Schabenarten (Deutsche Schabe *Blattella germanica*, Orientalische Schabe *Blatta orientalis*) an kommerziell erhältlichen Köderformulierungen mit den Wirkstoffen Brodifacoum, Difenacoum und Bromadiolon unter Laborbedingungen über einen Zeitraum von 21 Tagen untersucht (**Abbildung 4**). Deutsche Schaben sind Allesfresser, die dunkle, feuchte und warme Verstecke im Innenbereich bevorzugen. Die größeren orientalischen Schaben bevorzugen Bedingungen mit höherer Temperatur und Feuchtigkeit, wie beispielsweise in Abwasserkanälen. Beide Schaben sind nachtaktiv und fühlen sich besonders von kohlenhydratreicher Nahrung angezogen. Aufgrund ihrer Stellung im Nahrungsnetz sowie ihres häufigen Vorkommens in stadtnahen und

städtischen Gebieten, aber auch in landwirtschaftlichen Betrieben, eignen sie sich hervorragend als Modellorganismus für oben genannte Fragestellung. Alle in der Laborstudie getesteten Köderprodukte mit den Wirkstoffen Brodifacoum, Difenacoum und Bromadiolon waren in Deutschland für den Einsatz im Freien beziehungsweise in der Kanalisation zugelassen und enthielten einen Indikatorfarbstoff und einen Bitterstoff. Neben der Testung von drei Köderformulierungen in frischem Zustand (Festblockköder, Pastenköder, schüttfähiger Köder) wurden zwei Festblockköderformulierungen zusätzlich in gealtertem Zustand getestet, was ihrem realistischen Zustand nach mehrtägigem Einsatz in Abwasserkanälen oder feuchten Außenumgebungen entspricht. Die Alterung der Köder vor Beginn der Experimente erfolgte nach einem standardisierten Protokoll. Angesichts der Fülle alternativer Nahrungsquellen in der Umwelt wurden alle Experimente als Wahlversuche durchgeführt, das heißt die Schaben hatten durchgehend Zugang zu regulärem Futter sowie Wasser. Jeder Test bestand aus fünf Versuchsgruppen (Replikate) mit insgesamt 150 Schaben (fünf Doppelboxen á 30 Individuen) sowie zwei Kontrollgruppen mit insgesamt 60 Schaben. Zu den gemessenen Parametern gehörten die Köderaufnahme durch Schaben, die Mortalität und die Wirkstoffgehalte in den Schaben nach 21 Tagen Exposition.

Abbildung 4: Untersuchung des Fressverhaltens zweier in Deutschland vorkommender Schabenarten (*B. germanica*, *B. orientalis*) an Rodentizidködern



Schematische Übersicht der Versuchsdurchführung der 21-tägigen Fraßversuche mit Schaben (*B. germanica*, *B. orientalis*) an kommerziell erhältlichen Rodentizidködern mit anschließender Rückstandsanalyse der gefriergetrockneten und zerkleinerten Schaben mittels Hochleistungsflüssigkeitschromatographie gekoppelt mit Tandem-Massenspektrometrie. Quelle: eigene Darstellung, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Umweltbundesamt.

Die Wahlversuche ergaben, dass Schaben bis zu 50 % eines angebotenen Köders fraßen, wenn sie von dessen kohlenhydratreicher Formulierung angelockt wurden. Fanden sie die Köderformulierung unattraktiv, fraßen sie nahezu nichts vom Köder. Gealterte Festblockköder waren aufgrund ihrer aufgequollenen, weicheren Textur attraktiver für Schaben als ein frischer Festblockköder. Bei beiden Schabenarten wurde keine Zunahme der Sterblichkeit im Zusammenhang mit dem Verzehr der Köderformulierungen über einen Expositionszeitraum von

21 Tagen gegenüber der Kontrollgruppe beobachtet. In allen Kontroll- und Versuchsgruppen war die beobachtete Mortalität niedriger als 10 %. Abhängig von der gefressenen Ködermenge lagen die im Gesamtkörper der Schaben gemessenen Rodentizidrückstände zwischen $< 0,01$ (Bestimmungsgrenze der Methode) und $1,32 \pm 0,15$ mg/kg (Trockengewicht). Es wurde nicht differenziert, ob die Wirkstoffe im Gewebe (Fettkörper) der Schaben akkumuliert oder extern an Körperteile adsorbiert vorlagen, da Prädatoren sie in beiden Fällen aufnehmen würden. Da Schaben in ihrem Fettkörper nicht über den primären Bindungsrezeptor Vitamin-K-Epoxid-Reduktase zur längerfristigen Speicherung von Antikoagulanzen verfügen, erfolgte die Ausscheidung der konsumierten Wirkstoffe innerhalb weniger Stunden bis Tage über den Kot (unter anderem erkennbar durch den Indikatorfarbstoff). Dennoch verdeutlichen die Rückstandsanalysen, dass Schaben (und andere Wirbellose) unmittelbar nach dem Verzehr von Ködermaterial als Kontaminationsvektoren zur ungewollten und diffusen Ausbreitung von Rodentizidwirkstoffen in der Umwelt beitragen. Sei es bei der direkten Aufnahme durch Insektenfresser (Sekundärvergiftung) oder indirekt, wenn ihre Ausscheidungen und kontaminierten Körper durch Niederschlag, Oberflächenabfluss oder Abwasser in Gewässer gespült und Wirkstoffmoleküle dort freigesetzt werden.

2.3.2 *In-vitro*-Metabolismus von Antikoagulanzen in Fischen

Zur Untersuchung der Bioakkumulation in Fischen wurden in der in Regnery et al. (2022) veröffentlichten Fallstudie (siehe **Anhang A**) *in-vitro*-Biotransformationsraten der acht antikoagulant Rodentizidwirkstoffe in der subzellulären S9-Fraktion (RT-S9) der Leber der Regenbogenforelle (*O. mykiss*) bei zwei unterschiedlichen Inkubationstemperaturen (12 ± 1 °C und 23 ± 2 °C) ermittelt. Der RT-S9-Assay wurde gemäß Testrichtlinie OECD 319B (OECD 2018) der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung durchgeführt. Vier der getesteten Substanzen (Chlorophacinon, Coumatetralyl, Bromadiolon und Difenacoum) zeigten im RT-S9-Assay eine statistisch signifikante Konzentrationsabnahme durch einen in der Leberzellfraktion stattfindenden enzymatisch aktivierten Abbau. Insgesamt war der beobachtete Metabolismus (sehr) langsam und die Abbauraten waren temperaturabhängig. Bei einer für Regenbogenforellen typischen Wassertemperatur von 12 ± 1 °C verlangsamte sich der Abbauprozess sehr stark gegenüber einer für Enzymreaktionen optimaleren Umgebungstemperatur von 23 ± 2 °C. Da die derzeit verfügbaren Modelle und Konzepte zur Extrapolation von *in-vitro* zu *in-vivo* in der Regel nicht für Wirkstoffe wie Antikoagulanzen geeignet (zum Beispiel wegen falscher/unzulässiger Annahmen) oder noch nicht ausreichend parametrisiert sind, ergeben sich Herausforderungen im Zusammenhang mit der Nutzbarkeit und Interpretation im regulatorischen Kontext. So hing es bei dem in dieser Fallstudie verwendeten *in-vitro-in-vivo*-Extrapolationsmodell ausschließlich von der Affinität der Testsubstanz für eine fettliebende Umgebung (Lipophilie) ab, ob die ermittelten *in-vitro*-Biotransformationsraten bei der Extrapolation einen wesentlichen Einfluss auf den vorhergesagten Biokonzentrationsfaktor hatten. Da Antikoagulanzen jedoch primär an Vitamin-K-Epoxid-Reduktase in der Leber binden und dadurch eine organspezifische Anreicherung erfolgt, ist Lipophilie ein unzureichender Prädiktor für das Verteilungsverhalten von Antikoagulanzen.

Dennoch kann der RT-S9-Assay dazu beitragen, die Lücke zwischen den weniger robusten *in-silico*-Methoden und den relevanteren, aber kostspieligeren und zeitaufwändigeren *in-vivo*-Labortests oder Biotamonitoring-Studien zu schließen. Für Wirkstoffe, für die nur wenige experimentelle Daten verfügbar sind, könnten solche nach standardisierten Protokollen ermittelten, fischspezifischen Abbauraten zusätzlich zu Schätzungen von Quantitativen/Qualitativen-Struktur-Wirkungs-Beziehungen als „Screening“-Kriterium im Rahmen der regulatorischen Bioakkumulationsbewertung verwendet werden. In Bezug auf die

Biotransformation von Antikoagulanzen in Fischen konnte der RT-S9-Assay wertvolle experimentelle Daten liefern (beispielsweise ein realistisches „Worst-Case-Szenario“ für Difenacoum bei der konformen physiologischen Temperatur der Regenbogenforelle). Aufgrund der in Regnery et al. (2022) diskutierten Herausforderungen sind die aus dem RT-S9-Assay abgeleiteten Informationen aber noch nicht aussagekräftig genug für eine abschließende Bewertung des Bioakkumulationspotenzials von antikoagulanten Rodentiziden in Fischen. Hierzu bedarf es weiterer Forschung.

2.3.3 Anreicherung in Fischen und fischfressenden Spitzenprädatoren

Dass es über die Anreicherung von Antikoagulanzen in Fischen möglicherweise zu einer Gefährdung von fischfressenden Vögeln und Säugern kommt, hatte sich bei der Umweltrisikobewertung von Antikoagulanzen der zweiten Generation angedeutet (Regnery et al. 2020a). Um experimentell zu klären, ob die Anreicherung von Antikoagulanzen über die aquatische Nahrungskette einen realen Expositionspfad für Spitzenprädatoren darstellt, wurden im Rahmen des Forschungsprojekts zwei Biotamonitoring-Studien durchgeführt. Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse dieser beiden Biotamonitoring-Studien wurde kürzlich von Regnery et al. (2024a, b) veröffentlicht (siehe **Anhang A**).

In der ersten Biotamonitoring-Studie wurden insgesamt 122 zwischen 2005 und 2021 in drei Regionen Deutschlands (Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Sachsen) tot aufgefundene Individuen des Eurasischen Fischotter (*Lutra lutra*) auf Rodentizidrückstände in der Leber untersucht. Fischotter, die eine Indikatorart für die aquatische Umwelt darstellen und in Deutschland streng geschützt sind, ernähren sich hauptsächlich von Fischen. Je nach Saison und Verfügbarkeit zählen aber auch Amphibien, Krebstiere, Wirbellose, Kleinsäuger und Vögel zu ihrem Beutespektrum (Kruuk 2006). Neben den acht Rodentizidwirkstoffen, die in diesem Zeitraum in Deutschland auf dem Markt waren und angewendet wurden, wurden die Lebergewebeproben zusätzlich auf den Arzneiwirkstoff Phenprocoumon sowie auf Bromadiolonketon, einen möglichen Metaboliten des Wirkstoffs Bromadiolon, analysiert. Die chemischen Analysen wurden von detaillierten Obduktionsuntersuchungen der Fischotterkadaver begleitet, einschließlich makroskopischer und histopathologischer Untersuchungen. Die Haupttodesursache der untersuchten Fischotter, deren Altersspanne von weniger als zwei Monaten bis mehr als 10 Jahre reichte, waren Kollisionen im Straßenverkehr, die zu stumpfen Traumata geführt hatten (Todesursachen insgesamt: 110 Traumata, sieben Krankheiten, ein Hungertod, vier unbekannt). Alle acht untersuchten Rodentizidwirkstoffe der ersten und zweiten Generation konnten in den Fischottern nachgewiesen werden. Insgesamt enthielten 82 von 122 analysierten Fischotterleberproben mindestens einen Rodentizidwirkstoff oberhalb seiner jeweiligen Bestimmungsgrenze. Der ebenfalls häufige Nachweis geringer Konzentrationen des Arzneiwirkstoffs Phenprocoumon bestätigte die Annahme, dass die Fischotter aus allen drei Regionen in einem ähnlichen Ausmaß anthropogenen Einflüssen in ihren aquatischen Lebensräumen ausgesetzt waren. Die nur sehr vereinzelt Nachweise von Bromadiolonketon legten hingegen nahe, dass es sich hierbei nicht um ein metabolisches Abbauprodukt von Bromadiolon in Wildtieren handelt, sondern um eine technische Verunreinigung, die aus bromadiolonhaltigen Ködern stammt. Die bei mehreren Fischottern gemessenen erhöhten Gesamtkonzentrationen an Rodentizidrückständen in der Leber mit maximal 0,92 mg/kg Leber (Nassgewicht) deuteten auf eine Biomagnifikation von antikoagulanten Rodentiziden der zweiten Generation im aquatischen Nahrungsnetz hin. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Nahrungsaufnahme von Fischottern im Vergleich zu Prädatoren, die sich ausschließlich von Fisch ernähren, deutlich komplexer ist. Eine zusätzliche Exposition über mit Rodentiziden belastete terrestrische Arten kann bei den Fischottern daher nicht völlig ausgeschlossen werden. Die gemessene Rodentizidbelastung in vier Fischottern aus

Niedersachsen und einem Fischotter aus Schleswig-Holstein überstieg den für Wildtiere häufig genannten potenziell tödlichen Konzentrationsbereich von 0,1 bis 0,2 mg/kg Leber (Nassgewicht), der von Schleiereulen (*Tyto alba*) abgeleitet wurde (Rached et al., 2020).

Um die aquatischen Expositionspfade besser abgrenzen zu können, wurden in einer zweiten Biotamonitoring-Studie Leberproben von 96 Kormoranen (*Phalacrocorax carbo*) und 29 Gänsesägern (*Mergus merganser*), zwei ausschließlich fischfressenden Raubvögeln, auf Rückstände aller acht gerinnungshemmenden Rodentizidwirkstoffe, analysiert. Alle stichprobenartig untersuchten Wasservögel, die aus verschiedenen deutschen Regionen stammten, wurden zwischen 2020 und 2023 aus Gründen des Naturschutzes auf Grundlage landesspezifischer Artenschutz-Ausnahmeregelungen geschossen und für Rückstandsanalysen zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus wurden 41 Leberproben verschiedener Fischarten aus nahegelegenen Oberflächengewässern sowie 42 Leberproben von Nutria (*Myocastor coypus*), einem semi-aquatischen lebenden Pflanzenfresser, auf Rodentizidrückstände untersucht. Bei knapp der Hälfte der 125 untersuchten Kormorane und Gänsesäger wurden Leberrückstände von antikoagulanten Rodentiziden nachgewiesen, mit einer maximalen Rodentizidbelastung von 0,035 mg/kg Leber (Nassgewicht). Es traten mit Brodifacoum, Difenacoum und Bromadiolon fast ausschließlich Rodentizidwirkstoffe der zweiten Generation in den Wasservögeln auf. Im Gegensatz zu den Wasservögeln waren lediglich in einer einzigen Nutria Rückstände (hauptsächlich Difenacoum) von 0,14 mg/kg Leber (Nassgewicht) nachweisbar, sehr wahrscheinlich bedingt durch eine (un-)beabsichtigte Primärvergiftung mit difenacoumhaltigem Köder. Eine durch aquatische Emissionen verursachte Exposition dieser pflanzenfressenden Nagetiere, deren Nahrungssuche sich in der Regel auf Uferbereiche beschränkt, war nicht feststellbar. Die Exposition der beiden fischfressenden Wasservogelarten erfolgte hingegen eindeutig durch die Aufnahme kontaminierter Fische aus abwasserbeeinflussten Oberflächengewässern. Dies wurde nochmals durch die in dieser Biotamonitoring-Studie gemessenen Rodentizidbelastungen in Fischen, die mit früheren Befunden aus den jeweiligen Fließgewässern übereinstimmten (Regnery et al. 2019a, 2020a), unterstrichen. An zwei Fließgewässern in Rheinland-Pfalz (Queich) und Niedersachsen (Innerste) wurden in Fischleberproben aus den Jahren 2021 und 2022 Gesamtrodentizidkonzentrationen (ausschließlich antikoagulante Rodentizide der zweiten Generation) von bis zu 0,075 mg/kg (Plötze (*Rutilus rutilus*) mit 26 cm Gesamtlänge) und 0,096 mg/kg Leber Nassgewicht (Döbel (*Squalius cephalus*) mit 30,5 cm Gesamtlänge) gemessen. Wie aus öffentlichen Pressemitteilungen hervorging, waren kurz vor den jeweiligen Beprobungen der Fließgewässer in angrenzenden Kommunen großräumige Rattenbekämpfungsmaßnahmen mittels ungeschützter Köderausbringung am Draht in Mischwasserkanalisationen durchgeführt worden.

2.4 Wirksamkeit bestehender Risikominderungsmaßnahmen

Ab dem Jahr 2012 wurden erstmals Anwendungsbestimmungen und Risikominderungsmaßnahmen, die unter anderem eine Sachkundepflicht für die Verwendung von antikoagulanten Rodentiziden in der Kanalisation beinhalteten, rechtsverbindlich festgelegt. Diese Risikominderungsmaßnahmen wurden während der ersten turnusmäßigen Überprüfung der Rodentizidzulassungen im Zeitraum von 2018 bis 2019 mit dem Ziel der Reduzierung von Einträgen in die aquatische Umwelt erweitert und präzisiert. Für die Verwendung von Rodentiziden in der Kanalisation wurde unter anderem festgelegt, dass Köder nur so ausgebracht werden dürfen, dass ein Kontakt mit (Ab-)Wasser verhindert wird. Zudem dürfen Köder nicht dauerhaft und nicht ohne einen zuvor festgestellten Befall in der Kanalisation ausgebracht werden. Spätestens nach zwei bis drei Wochen müssen Köderstellen kontrolliert und die ausgebrachten Rodentizide nach der Bekämpfungsmaßnahme eingesammelt und

fachgerecht entsorgt werden (Umweltbundesamt 2018b). Die Einhaltung dieser rechtsverbindlichen Bestimmungen und ihre Auswirkungen auf Emissionen von antikoagulanten Rodentiziden in die Umwelt sind allerdings weitgehend unbekannt. Angesichts der dynamischen Entwicklungen im Bereich der Rattenbekämpfung als auch der Zulassung von Rodentiziden in den letzten Jahren, stellte sich die Frage, wie die aktuelle Praxis der kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation aussieht. Vor Inkrafttreten der Biozidverordnung wurde der mengenmäßige Einsatz von Rodentiziden zur Rattenbekämpfung in der Kanalisation in Deutschland auf mehr als 630 t Ködermaterial pro Jahr geschätzt (Krüger and Solas 2010). Im Jahr 2017 fielen die für das Bundesgebiet hochgerechneten, eingesetzten Mengen mit 225 t Ködermaterial pro Jahr gegenüber dem Jahr 2008 bereits deutlich geringer aus (Regnery et al. 2020c), was vor allem auf die bei der Biozidproduktzulassung eingeführten Anwendungsbestimmungen und Risikominderungsmaßnahmen zurückgeführt wurde. An der gängigen Praxis, die Giftköder großräumig und dauerhaft zur Rattenbekämpfung in die Kanalisation einzubringen, hatte sich damals aber noch nichts Grundlegendes geändert.

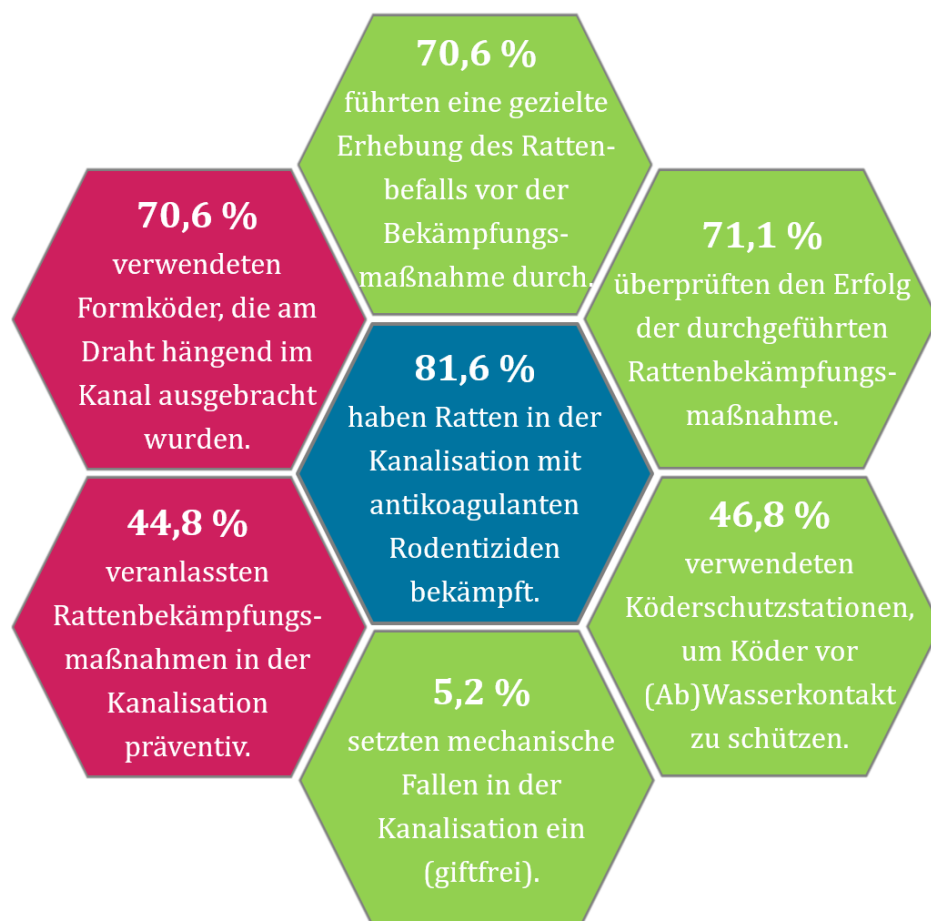
2.4.1 Aktuelle Praxis der kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation

Um vergleichbare Daten zu Einsatzmengen von Rodentiziden und der Art und Weise ihrer Verwendung bei der kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation in Deutschland für das Jahr 2022 zu erhalten, wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens eine erneute bundesweite Umfrage initiiert. Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse dieser Umfrage wurde kürzlich von Regnery et al. (2024c) veröffentlicht (siehe **Anhang A**). Die vom Institut für Angewandte Bauforschung Weimar, der Bundesanstalt für Gewässerkunde und dem Umweltbundesamt durchgeführte Umfrage mit insgesamt 288 teilnehmenden Kommunen aus 16 Bundesländern hat gezeigt, dass eine grundlegende Veränderung der kommunalen Praxis der Rattenbekämpfung in Deutschland noch immer nicht flächendeckend stattgefunden hat (**Abbildung 5**). Von den 288 teilnehmenden Kommunen ergriffen 249 (86,4 %) Rattenbekämpfungsmaßnahmen im Jahr 2022, 245 teilnehmende Kommunen (85,1 %) setzten hierzu antikoagulante Rodentizide ein. Während 10 teilnehmende Kommunen antworteten, eine Rattenbekämpfung mit antikoagulanten Rodentiziden ausschließlich oberirdisch durchgeführt zu haben, verwendeten 235 teilnehmende Kommunen (81,6 %) antikoagulante Rodentizide im Kanalsystem. 9 Kommunen nutzten neben antikoagulanten Rodentiziden zusätzlich Schlagfallen als nicht-chemische Alternative zur Rattenbekämpfung in der Kanalisation, 4 weitere Kommunen nutzten ausschließlich Schlagfallen. Basierend auf den gemachten Angaben wurden im Jahr 2022 bei den 288 teilnehmenden Kommunen insgesamt 23,5 t Ködermaterial mit einer berechneten Wirkstoffmenge an antikoagulanten Rodentiziden von 1,7 kg zur Bekämpfung von Ratten in der Kanalisation eingesetzt. In der Kanalisation wurden vorrangig Köder mit den Wirkstoffen Difenacoum, Brodifacoum und Bromadiolon ausgebracht, lediglich 0,7 t Ködermaterial enthielt den Wirkstoff Warfarin. Rodentizide mit Chlorophacinon, Coumatetralyl, Flocoumafen oder Difethialon wurden kaum beziehungsweise nicht eingesetzt, unter anderem, weil es im Jahr 2022 in Deutschland keine für den Einsatz in der Kanalisation zugelassenen Produkte mit den Wirkstoffen Coumatetralyl und Difethialon auf dem Markt gab. Hochgerechnet auf das gesamte Bundesgebiet wurden in Summe nahezu 148 t Ködermaterial im Jahr 2022 zur Bekämpfung der Rattenpopulation in der Kanalisation in Deutschland eingesetzt, was einer Menge von rund 12 kg reinem Wirkstoff (4,4 kg der ersten Generation und 7,6 kg der zweiten Generation) entspricht. Im Jahr 2022 wurde nur noch ungefähr ein Viertel der im Jahr 2008 (Krüger und Solas 2010) ermittelten und auf die gesamte Bundesrepublik hochgerechneten Wirkstoffmenge von circa 46 kg bei der kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation eingesetzt. Innerhalb der letzten fünf Jahre hat sich die Wirkstoffmenge an Antikoagulanzen der zweiten Generation von circa 10,6 kg auf circa 7,6 kg verringert. Viel deutlicher fiel der

Rückgang der eingesetzten Wirkstoffmengen von Warfarin mit minus 78 % aus (Regnery et al. 2020c). Dies spiegelt einen globalen Trend wider, wonach Anwender verstärkt auf Wirkstoffe der zweiten Generation zurückgreifen. Der Rückgang an eingesetzten Köder- und somit Wirkstoffmengen gegenüber den Daten des Jahres 2017 lässt sich im Wesentlichen auf die ab 2018 verschärften Maßnahmen und die in den Folgejahren verstärkte Aufklärung von Anwendern zurückführen. Es ist davon auszugehen, dass die kontinuierliche Sensibilisierung der Anwender im Umgang mit Rodentiziden zur Verringerung ihres Einsatzes beiträgt. Zudem wurden im Jahr 2021 mit der Biozidrechtsdurchführungsverordnung (ChemBiozidDV) erstmals Abgaberegungen für Biozidprodukte eingeführt (Bundesregierung Deutschland 2021). Seitdem dürfen Rodentizide, die nur für geschulte berufsmäßige Verwender zugelassen sind, auch nur an diese nach vorheriger Beratung abgegeben werden. Hinzu kam die Markteinführung und -etablierung von nicht-chemischen Bekämpfungsmethoden wie mechanischen Fallen oder von Köderschutzstationen zur rückstausicheren Anwendung von Ködern und zur digitalen Befallserhebung für die Kanalisation. Dies ermöglicht einen gezielten Rodentizeinsatz an Befallsschwerpunkten und sorgt dafür, dass Köder nicht weggespült werden.

Abbildung 5: Einblicke in die aktuelle Praxis der kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation in Deutschland im Jahr 2022

Basierend auf Angaben von 288 Kommunen, die an der bundesweiten Umfrage teilgenommen haben.



Quelle: eigene Darstellung, Bundesanstalt für Gewässerkunde.

Da aber auch im Jahr 2022 Köder weiterhin am Draht ausgebracht und Bekämpfungsmaßnahmen präventiv veranlasst wurden (**Abbildung 5**), ist angesichts wiederkehrender Starkregenereignisse, verlängerter Niederschlagsperioden und damit

verbundener Hochwasserereignisse davon auszugehen, dass die Rodentizideinträge in Gewässer bisher kaum zurückgegangen sind. Dies belegen die in **Kapitel 2.3.3** beschriebenen Biotamonitoring-Befunde in Fischen aus den Jahren 2021 und 2022 (Regnery et al. 2024a). Dass die Anwendung der Köder am Draht im Kanalschacht keine sichere Anwendungsmethode ist, um die Köder vorschriftsgemäß vor (Ab-)Wasserkontakt zu schützen, hat ein im Jahr 2021 erschienener Bericht zur „Untersuchung von Rattenköderboxen und Schlagfallen“ ausführlich dargelegt (Institut für Angewandte Bauforschung 2021). Die deutliche Zunahme der teilnehmenden Kommunen, die angegeben haben, im Jahr 2022 Köderschutzstationen oder mechanische Fallen zu verwenden, deutet zumindest an, dass neben einem Umdenken mittlerweile auch ein „Umhandeln“ in den Kommunen eingesetzt hat, so dass mehr Stadtverwaltungen und Kanalnetzbetriebe zukünftig neue Wege beim kommunalen Rattenmanagement beschreiten werden.

2.4.2 Zeitliche und räumliche Trends von Rodentizidrückständen in Fischottern

Dass sich das Rattengift über die aquatische Nahrungskette in fischfressenden Spitzenprädatoren anreichert, wurde in den beiden Biotamonitoring-Studien (**Kapitel 2.3.3**) eindeutig nachgewiesen. In der Studie zu Fischottern (Regnery et al. 2024b) war es zugleich möglich, eine erste Einschätzung zu zeitlichen und räumlichen Trends vorzunehmen. In den Leberproben der tot aufgefundenen Fischotter (hauptsächlich Verkehrsoffer, die in den Jahren 2005 – 2021 eingesammelt wurden), wurden mit Brodifacoum, Bromadiolon und Difenacoum vorwiegend Antikoagulanzen der zweiten Generation nachgewiesen. Wie die in **Kapitel 2.4.1** vorgestellten Umfrageergebnisse bestätigen, werden diese drei Wirkstoffe der zweiten Generation bei der Bekämpfung von Wanderratten in der Kanalisation am häufigsten verwendet. Die überwiegende Mehrzahl der untersuchten Fischottertote stammte aus der Zeit nach dem Inkrafttreten der Biozidverordnung im Jahr 2013.

Eine zeitliche Trendanalyse der Rodentizidrückstände in den Fischottern ergab, dass die im Jahr 2012 eingeführten und ab 2018 erweiterten Risikominderungsmaßnahmen bisher nicht dazu geführt haben, dass die Belastung der Tiere signifikant abnahm. Die Analyse der Leberproben auf Rodentizidrückstände zeigte des Weiteren deutliche regionale Unterschiede hinsichtlich der Belastung von Fischottern mit antikoagulanten Rodentiziden. In Regionen wie Niedersachsen und Schleswig-Holstein, die für einen ausgeprägten Einsatz von Antikoagulanzen bei Nagetierbekämpfungsmaßnahmen in kommunalen (beispielsweise in der Kanalisation) und/oder landwirtschaftlichen Anwendungsbereichen (beispielsweise in der Schweine- und Geflügelzucht) bekannt sind, waren Fischotter sehr viel häufiger mit antikoagulanten Rodentiziden belastet. Während 87 % der Fischotter aus Niedersachsen und 66 % der Fischotter aus Schleswig-Holstein Rückstände von mindestens einem antikoagulanten Rodentizid oberhalb der Bestimmungsgrenze aufwiesen, war dies lediglich in 19 % der untersuchten Fischotter aus Sachsen der Fall. Zudem wiesen die Fischotter aus Sachsen mit maximal 0,0035 mg/kg Leber (Nassgewicht) deutlich niedrigere Rodentizidrückstände in ihrer Leber auf, verglichen mit denen aus Niedersachsen (maximal 0,52 mg/kg Leber) und Schleswig-Holstein (maximal 0,92 mg/kg Leber). Die Tatsache, dass 42 von 99 Fischotterkadaver aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein quantifizierbare Rückstände von mehr als drei Wirkstoffen in ihrer Leber hatten, unterstrich die hohe Wahrscheinlichkeit einer wiederholten und gleichzeitigen Exposition gegenüber mehreren Rodentizidwirkstoffen. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die in Deutschland im Rahmen der Biozidproduktzulassung umgesetzten Risikominderungsmaßnahmen möglicherweise nicht ausreichen, um aquatische Nichtzieltierarten vor einer Exposition mit Rodentiziden zu schützen. Dies stellt wiederum die Wirksamkeit der aktuellen Regulierungsmaßnahmen in Frage.

3 Schlussfolgerung und Handlungsbedarf

Die Diskrepanz zwischen den weiträumigen Nachweisen von antikoagulanten Rodentiziden in Fischen und fischfressenden Spitzenprädatoren und ihrer vergleichsweise geringen mengenmäßigen Verwendung in Relation zu Pestiziden oder Arzneistoffen unterstreicht die Notwendigkeit, PBT/vPvB-Stoffe (weiterhin) unabhängig von ihrer Eintragsmenge anhand ihrer spezifischen Stoffeigenschaften gefahrenbasiert zu regulieren. Des Weiteren legen die Forschungsergebnisse nahe, dass

- ▶ der Wirkmechanismus von Antikoagulanzen der zweiten Generation in Fischen vergleichbar ist mit dem bekannten Wirkmechanismus in anderen Wirbeltierarten,
- ▶ die Dauer bis zum ersten Einsetzen negativer Effekte bei Regenbogenforellen (Kaltwasserfisch) deutlich länger ist als bei den meisten terrestrischen Wirbeltieren,
- ▶ bei umweltrelevanten Konzentrationen die Exposition von Regenbogenforellen gegenüber Brodifacoum zur Hemmung ihrer Blutgerinnung führt, wodurch es zu Blutungen und letztendlich zu einem Versterben der Fische kommt,
- ▶ sich antikoagulante Rodentizide der zweiten Generation über die aquatische Nahrungskette in fischfressenden Spitzenprädatoren anreichern,
- ▶ die Rolle von Wirbellosen als Konsumenten und Überträger von gerinnungshemmendem Rodentiziden in die Umwelt bisher unterschätzt wurde,
- ▶ die durch ungeschützt am Draht ausgebrachte Köder in der Kanalisation verursachten Rodentizeinträge in Gewässer bisher kaum zurückgegangen sind,
- ▶ die im Rahmen der Biozidproduktzulassung veranlassten Risikominderungsmaßnahmen (noch) nicht ausreichen, um die aquatische Umwelt vor Rodentiziden zu schützen.

Zum nachhaltigen Schutz der aquatischen Umwelt sollte daher überall dort, wo es möglich ist, auf den Einsatz von Rodentiziden verzichtet werden. Hier bieten beispielsweise digitale Fallensysteme auch für den Einsatz in der Kanalisation eine biozidfreie Alternative. Sollte der Einsatz von Rodentiziden zum Gesundheitsschutz unabdingbar sein, ist eine deutlich konsequentere Umsetzung der im Rahmen der Biozidproduktzulassung in Deutschland in den letzten Jahren rechtsverbindlich festgelegten Risikominderungsmaßnahmen sowohl bei der eigenverantwortlichen Durchführung, als auch bei der Ausschreibung von Rattenbekämpfungen dringend geboten. Mit Blick auf den Gewässerschutz gilt es insbesondere, den Kontakt von (Ab-) Wasser mit dem Ködermaterial und damit Einträge der Wirkstoffe in die aquatische Umwelt während und nach dem Abschluss von Rattenbekämpfungsmaßnahmen zu verhindern. Dies kann beispielsweise durch den Einsatz wasserdichter Köderschutzstationen, die für den Einsatz in der Kanalisation oder in Gewässernähe entwickelt wurden, sichergestellt werden.

Die erzielten Forschungsergebnisse liefern wichtige Puzzleteile, um das Ausmaß des nahezu allgegenwärtigen Vorkommens häufig verwendeter Rodentizidwirkstoffe wie Brodifacoum in Nichtzieltieren, die nicht direkt über das terrestrische Nahrungsnetz mit Schadnagern in Verbindung stehen, zu erkennen und seine Folgen zu verstehen. Damit bieten die Forschungsergebnisse Regulatoren eine wissenschaftlich fundierte Datengrundlage, um gezielte Schutzmaßnahmen festzulegen und Handlungsoptionen abzuwägen. Die langfristige und strategische Erfassung von Rodentizidrückständen in Fischottern als Spitzenprädatoren des aquatischen Nahrungsnetzes bietet dabei ein geeignetes Instrument zur Überwachung der Wirksamkeit von Risikominderungsmaßnahmen für die aquatische Umwelt.

4 Danksagung

Die Autoren bedanken sich herzlich bei Hermann Ferling, Annika Karina Bucher, Dominik Scharpf, Karin Scholz-Göppel, Christoph Feick, Hans-Georg Hartmann, Martin Szyja, Lukas Weismeier, Nadine Appenzeller, Miriam Orth, Ferdinand Sickinger, Ursula Walther-Schreiner, Corina Braunstein, Wolfgang Körner und Hans-Albert Wagner am Bayerischen Landesamt für Umwelt, Christel Möhlenkamp, Julia Bachtin, Dr. Carolin Riegraf, Benjamin Becker, Bianca Konrath, Michaela Theis, Ramona Pfänder, Dr. Annika Fiskal und Dr. Andreas Schüttler an der Bundesanstalt für Gewässerkunde, sowie Birgit Snelinski, Deborah Dymke, Hadi Mohamed, Michael Reinsch und Dr. Erik Schmolz am Umweltbundesamt für ihre wissenschaftliche und technische Unterstützung bei den Laborversuchen und -arbeiten.

Ein besonderer Dank für die Bereitstellung von Biota-Proben und Begleitdaten gilt Dr. Simon Rohner, Dr. Friederike Gethöffer, Dr. Jana Klink und Prof. h. c. Dr. Ursula Siebert am Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Olaf Zinke am Museum der Westlausitz Kamenz, Astrid Kiendl und Daniela Lahn am OTTER-ZENTRUM Hankensbüttel (Aktion Fischotterschutz e.V.), Matthias Ruff, Dr. Michael Effenberger, Georgia Buchmeier und Jessica Fischer am Bayerischen Landesamt für Umwelt, Manfred Fetthauer und Daniel Neumann von der Arbeitsgemeinschaft Nister/Obere Wied e.V., Dr. Mario Schaffer am Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Sarah-Alica Dahl an der Technischen Universität München, Paul Lippitsch am Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz, Marcello Petrone an der Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd Rheinland-Pfalz, sowie Rudolf Regnery.

Die Autoren bedanken sich auch bei den an der Umfrage zur kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation teilgenommenen Kommunen und Abwasserzweckverbänden, ohne deren Bereitschaft zur Beantwortung des Fragebogens eine Erhebung von Daten nicht möglich gewesen wäre. Ein Dank geht auch an Personen und alle Landesverbände der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall für ihre Bereitschaft, den Fragebogen an zuständige Personen im Bereich der kommunalen Rattenbekämpfung im abwassertechnischen Bereich zu verteilen.

5 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, 610, S. 576-582. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.117
- Badry, A.; Krone, O.; Jaspers, V.L.; Mateo, R.; García-Fernández, A.; Leivits, M.; Shore, R.F. (2020): Towards harmonisation of chemical monitoring using avian apex predators: identification of key species for pan-European biomonitoring. In: Science of the Total Environment, 731, 139198. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139198
- Badry, A.; Schenke, D.; Treu, G.; Krone, O. (2021): Linking landscape composition and biological factors with exposure levels of rodenticides and agrochemicals in avian apex predators from Germany. In: Environmental Research, 193, 110602. DOI: 10.1016/j.envres.2020.110602
- Bundesregierung Deutschland (2021): Verordnung über die Meldung und die Abgabe von Biozid-Produkten sowie zur Durchführung der Verordnung (EU) Nr. 528/2012 (Biozidrechts-Durchführungsverordnung – ChemBiozidDV) vom 18. August 2021. In: Bundesgesetzblatt, Teil I Nr. 57, S. 3706-3711
- Brooke, M.D.L.; Cuthbert, R.J.; Harrison, G.; Gordon, C.; Taggart, M.A. (2013): Persistence of brodifacoum in cockroach and woodlice: implications for secondary poisoning during rodent eradications. In: Ecotoxicology and Environmental Safety, 97, S. 183-188. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2013.08.007
- Buckle, A.P. und Smith, R.H. [Hrsg.] (2015): Rodent pests and their control. 2nd edition, CAB International, Wallingford, UK
- Colvin, B.A.; Swift, T.B.; Fothergill, F.E. (1998): Control of Norway rats in sewer and utility systems using pulsed baiting methods. In: Proceedings of the 18th vertebrate pest conference, 36, S. 247–253. DOI: 10.5070/V418110082
- Connors, K.A.; Du, B.; Fitzsimmons, P.N.; Hoffman, A.D.; Chambliss, C.K.; Nichols, J.W.; Brooks, B.W. (2013): Comparative pharmaceutical metabolism by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) liver S9 fractions. In: Environmental Toxicology and Chemistry, 32(8), S. 1810-1818. DOI: 10.1002/etc.2240
- Europäische Union (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, S. 1–128
- 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*). In: PLoS One, 10(9), e0139191. DOI: 10.1371/journal.pone.0139191
- 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. In: Science of the Total Environment, 544, S. 150-157. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.117
- Institut für Angewandte Bauforschung Weimar gGmbH (2021): Untersuchung von Rattenköderboxen und Schlagfallen. Untersuchungsbericht G2134D004-UB0038-21, 72 S., Weimar, 2021. https://www.iab-weimar.de/wp-content/uploads/2022/03/G2134D004-UB0038-21_EF-AG_Rockstroh_Koederboxen_compressed.pdf
- Kotthoff, M.; Rüdel, H.; Jürling, H.; Severin, K.; Hennecke, S.; Friesen, A.; Koschorreck, J. (2019): First evidence of anticoagulant rodenticides in fish and suspended particulate matter: spatial and temporal distribution in German freshwater aquatic systems. In: Environmental Science and Pollution Research, 26(8), S. 7315-7325. DOI: 10.1007/s11356-018-1385-8

- Krüger, G. und Solas, H. (2010): Nachbarn im Kanalnetz - Ergebnisse einer Fragebogenaktion zur Rattenbekämpfung. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 57(5), S. 430-435. DOI: 10.3242/kae2020.05.002
- Kruuk, H. (2006): Otters – Ecology, Behaviour and Conservation. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Laue, H.; Hostettler, L.; Jenner, K.J.; Sanders, G.; Natsch, A. (2023): Bioconcentration assessment in fish based on *in vitro* intrinsic clearance: predictivity of an empirical model compared to *in vitro–in vivo* extrapolation models. In: Environmental Science and Technology, 57(36), S. 13325-13335. DOI: 10.1021/acs.est.3c02216
- Lemarchand, C.; Rosoux, R.; Berny, P. (2010): Organochlorine pesticides, PCBs, heavy metals and anticoagulant rodenticides in tissues of Eurasian otters (*Lutra lutra*) from upper Loire River catchment (France). In: Chemosphere, 80(10), S. 1120-1124.
- Masuda, B.M.; Fisher, P.; Beaven, B. (2015): Residue profiles of brodifacoum in coastal marine species following an island rodent eradication. In: Ecotoxicology and Environmental Safety, 113, S. 1-8. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.11.013
- OECD (2018): Test guideline No. 319B: Determination of *in vitro* intrinsic clearance using rainbow trout liver S9 sub-cellular fraction (RT-S9). Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung, OECD Publishing, Paris, France, 36 S.
- Patergnani, M.; Mughini Gras, L.; Poglayen, G.; Gelli, A.; Pasqualucci, F.; Farina, M.; Stancampiano, L. (2010): Environmental influence on urban rodent bait consumption. In: Journal of Pest Science, 83, S. 347–359. DOI: 10.1007/s10340-010-0304-7
- 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. In: Biological Conservation, 185, S. 36–46. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.01.008
- Rached, A.; Moriceau, M.A.; Serfaty, X.; Lefebvre, S.; Lattard, V. (2020): Biomarkers potency to monitor non-target fauna poisoning by anticoagulant rodenticides. In: Frontiers in Veterinary Science, 7. DOI: 10.3389/fvets.2020.616276
- Rattner, B.A.; Lazarus, R.S.; Elliott, J.E.; Shore, R.F.; van den Brink, N. (2014): Adverse outcome pathway and risks of anticoagulant rodenticides to predatory wildlife. In: Environmental Science and Technology, 48(15), S. 8433-8445. DOI: 10.1021/es501740n
- Regnery, J.; Parrhysius, P.; Schulz, R.S.; Möhlenkamp, C.; Buchmeier, G.; Reifferscheid, G.; Brinke, M. (2019a): Wastewater-borne exposure of limnic fish to anticoagulant rodenticides. In: Water Research, 167, 115090. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115090
- Regnery, J.; Friesen, A.; Geduhn, A.; Göckener, B.; Kotthoff, M.; Parrhysius, P.; Petersohn, E.; Reifferscheid, G.; Schmolz, E.; Schulz, R.S.; Schwarzbauer, J.; Brinke, M. (2019b): Rating the risks of anticoagulant rodenticides in the aquatic environment: a review. In: Environmental Chemistry Letters, 17(1), S. 215-240. DOI: 10.1007/s10311-018-0788-6
- Regnery, J.; Schulz, R.S.; Parrhysius, P.; Bachtin, J.; Brinke, M.; Schäfer, S.; Reifferscheid, G.; Friesen, A. (2020a): Heavy rainfall provokes anticoagulant rodenticides' release from baited sewer systems and outdoor surfaces into receiving streams. In: Science of the Total Environment, 740, 139905. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139905
- Regnery, J.; Brinke, M.; Schäfer, S.; Reifferscheid, G. (2020b): Erforschung der Ursachen für die nachgewiesene Gewässerbelastung mit Rodentiziden (PBT-Stoffe) und Erarbeitung von Risikominderungsmaßnahmen zum Schutz der aquatischen Umwelt. Texte 145, 37 S., Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Deutschland.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/erforschung-der-ursachen-fuer-die-nachgewiesene>

- Regnery, J.; Friesen, A.; Krüger, G. (2020c): Rattenbekämpfung im Kanal - Ergebnisse einer bundesweiten Umfrage zur kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation im Jahr 2017. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 67(5), S. 358-366. DOI: 10.3242/kae2020.05.002
- Regnery, J.; Riegraf, C.; Jacob, S.; Friesen, A. (2022): New in-sights on *in vitro* biotransformation of anticoagulant rodenticides in fish. In: Chemosphere, 294, 133727. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.133727
- Regnery, J.; Schmieg, H.; Schrader, H.; Zinke, O.; Gethöffer, F.; Dahl, S.A.; Schaffer, M.; Bachtin, J.; Möhlenkamp, C.; Friesen, A. (2024a): Rodenticide contamination of cormorants and mergansers feeding on wild fish. In: Environmental Chemistry Letters, 22, S. 2611-2617. DOI: 10.1007/s10311-024-01762-y
- Regnery, J.; Rohner, S.; Bachtin, J.; Möhlenkamp, C.; Zinke, O.; Jacob, S.; Wohlsein, P.; Siebert, U.; Reifferscheid, G.; Friesen, A. (2024b): First evidence of widespread anticoagulant rodenticide exposure of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Germany. In: Science of Total Environment, 907, 167938. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.167938
- Regnery, J.; Weber, R.; Friesen, A. (2024c): Aktuelle Praxis der kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation – Ergebnisse einer bundesweiten Umfrage. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 71(6), S. 457-464. DOI: 10.3242/kae2024.06.001
- Regnery, J.; Snelinski, B.; Bachtin, J.; Möhlenkamp, C.; Schmolz, E.; Friesen, A. (2025): Indirect contamination of cockroaches by anticoagulant rodenticides. In: Environmental Chemistry Letters. DOI: 10.1007/s10311-025-01821-y
- Schmieg, H.; Ferling, H.; Bucher, K.A.; Jacob, S.; Regnery, J.; Schrader, H.; Schwaiger, J.; Friesen, A. (2025): Brodifacoum causes coagulopathy, hemorrhages, and mortality in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) at environmentally relevant hepatic residue concentrations. In: Ecotoxicology and Environmental Safety, 289, 117629. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2024.117629
- Umweltbundesamt (2018a): Nagetierbekämpfung mit Antikoagulanzen - Antworten auf häufig gestellte Fragen. 4. aktualisierte Auflage, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/antworten-auf-haeufig-gestellte-fragen-zu>
- Umweltbundesamt (2018b): Gute fachliche Anwendung von Nagetierbekämpfungsmitteln mit Antikoagulanzen - Für geschulte berufsmäßige Verwender. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/gute-fachliche-anwendung-von-0>
- Umweltbundesamt (2018c): Gute fachliche Anwendung von Nagetierbekämpfungsmitteln mit Antikoagulanzen: Für berufsmäßige Verwender (ohne Sachkunde). Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/gute-fachliche-anwendung-von>
- Umweltbundesamt (2018d): Mäuse- und Rattengift sicher und wirksam anwenden - Gute fachliche Anwendung von Nagetierbekämpfungsmitteln mit Antikoagulanzen für die Öffentlichkeit. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/maeuse-rattengift-sicher-wirksam-anwenden>
- Van den Brink, N.W.; Elliott, J.E.; Shore, R.F.; Rattner, B.A. [Hrsg.] (2018): Anticoagulant rodenticides and wildlife. Springer Nature, Cham, Schweiz
- Walther, B.; Geduhn, A.; Schenke, D.; Schloetelburg, A.; Jacob, J. (2021a): Baiting location affects anticoagulant rodenticide exposure of non-target small mammals on farms. In: Pest Management Science, 77(2), 611-619. DOI: 10.1002/ps.5987
- Walther, B.; Geduhn, A.; Schenke, D.; Jacob, J. (2021b): Exposure of passerine birds to brodifacoum during management of Norway rats on farms. In: Science of the Total Environment, 762, 144160. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144160
- Williams, E.J.; Cotter, S.C.; Soulsbury, C.D. (2023): Consumption of rodenticide baits by invertebrates as a potential route into the diet of insectivores. In: Animals, 13, 3873. DOI:10.3390/ani13243873

A Anhang

Projektbezogene wissenschaftliche Publikationen

- ▶ Schmiege, H.; Ferling, H.; Bucher, K.A.; Jacob, S.; Regnery, J.; Schrader, H.; Schwaiger, J.; Friesen, A. (2025): Brodifacoum causes coagulopathy, hemorrhages, and mortality in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) at environmentally relevant hepatic residue concentrations. In: Ecotoxicology and Environmental Safety, 289, 117629. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2024.117629](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117629) (**Open Access**)
- ▶ Regnery, J.; Snelinski, B.; Bachtin, J.; Möhlenkamp, C.; Schmolz, E.; Friesen, A. (2025): Indirect contamination of cockroaches by anticoagulant rodenticides. In: Environmental Chemistry Letters. DOI: [10.1007/s10311-025-01821-y](https://doi.org/10.1007/s10311-025-01821-y) (**Open Access**)
- ▶ Regnery, J.; Schmiege, H.; Schrader, H.; Zinke, O.; Gethöffer, F.; Dahl, S.A.; Schaffer, M.; Bachtin, J.; Möhlenkamp, C.; Friesen, A. (2024a): Rodenticide contamination of cormorants and mergansers feeding on wild fish. In: Environmental Chemistry Letters, 22, S. 2611-2617. DOI: [10.1007/s10311-024-01762-y](https://doi.org/10.1007/s10311-024-01762-y) (**Open Access**)
- ▶ Regnery, J.; Rohner, S.; Bachtin, J.; Möhlenkamp, C.; Zinke, O.; Jacob, S.; Wohlsein, P.; Siebert, U.; Reifferscheid, G.; Friesen, A. (2024b): First evidence of widespread anticoagulant rodenticide exposure of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Germany. In: Science of the Total Environment, 907, 167938. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2023.167938](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167938) (**Open Access**)
- ▶ Regnery, J.; Weber, R.; Friesen, A. (2024c): Aktuelle Praxis der kommunalen Rattenbekämpfung in der Kanalisation – Ergebnisse einer bundesweiten Umfrage. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 71(6), S. 457-464. DOI: [10.3242/kae2024.06.001](https://doi.org/10.3242/kae2024.06.001)
- ▶ Regnery, J.; Riegraf, C.; Jacob, S.; Friesen, A. (2022): New in-sights on *in vitro* biotransformation of anticoagulant rodenticides in fish. In: Chemosphere, 294, 133727. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2022.133727](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133727)