



Risico's van anticoagulantia rodenticides voor niet-doelsoorten en predatoren

Een scan van beschikbare kennis in Europa en analyses in roofvogels uit Nederland

Nico van den Brink*



ALTERRA
WAGENINGEN UR

Risico's van anticoagulantia rodenticides voor niet-doelsoorten en predatoren

Een scan van beschikbare kennis in Europa en analyses in roofvogels uit Nederland

Nico van den Brink*

Alterra, Wageningen UR

* huidig adres:

Wageningen Universiteit, sub-department Toxicologie

Dit onderzoek is uitgevoerd door Alterra Wageningen UR in opdracht van en gefinancierd door het Ministerie van Infrastructuur en Milieu.

Alterra Wageningen UR
Wageningen, november 2014

Alterra-rapport 2589
ISSN 1566-7197

Brink, N. van den, 2014. *Risico's van anticoagulantia rodenticides voor niet-doelsoorten en predatoren; Een scan van beschikbare kennis in Europa en analyses in roofvogels uit Nederland*. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research centre), Alterra-rapport 2589. 26 blz.; 4 fig.; 4 tab.; 40 ref.

Trefwoorden: knaagdieren, bestrijding, rodenticides, anticoagulantia

Dit rapport is gratis te downloaden van www.wageningenUR.nl/alterra (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.rapportbestellen.nl.

© 2014 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, E info.alterra@wur.nl, www.wageningenUR.nl/alterra. Alterra is onderdeel van Wageningen UR (University & Research centre).

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra-rapport 2589 | ISSN 1566-7197

Inhoud

	Extended abstract	5
1	Introductie	7
	1.1 Gebruik en regulering van ARs	7
	1.2 Werkingsmechanisme van ARs	8
	1.3 Niet-doelsoorten en predatoren	8
2	Literatuurstudie	10
	2.1 Blootstelling en effecten van ARs: niet-doelsoorten	10
	2.2 Blootstelling en effecten van ARs: predatoren	11
	2.2.1 Route van voedsel web blootstelling	11
	2.2.2 Blootstelling van verschillende predatoren	11
	2.3 Effectgrenzen	14
	2.4 Conclusies literatuurstudie	16
3	Metingen van rodenticides in roofvogels en uilen	17
	3.1 Materiaal en methodes	17
	3.1.1 Vogels	17
	3.1.2 Metingen	18
	3.2 Resultaten	18
4	Conclusies en aanbevelingen	21
	Literatuur	22
	Bijlage 1 Concentraties ARs in individuele monsters (µg/g vers)	25

Extended abstract

Populations of rodents can develop into outbreaks relatively fast. Rat plagues have historically been associated with epidemic diseases, while in modern times rodents may affect crops, transfer (veterinarian) diseases and may affect wiring and cables involved with power supply and communication. Management of rodent population is therefore of utmost importance. There are different methods to eliminate rodents e.g. by using traps or predators like cats or owls, which has shown to be effective. However, generally chemical eradication using rodenticides is applied. In this approach, rodenticide containing bait is presented to the rodents, which will eat it and ultimately die. Mostly anticoagulant rodenticides are currently used. These compounds interact with vitamin K in organisms, preventing blood from coagulating or even causing spontaneous internal bleeding. Based on warfarin, the first developed anticoagulant, a suite of analogues was developed. However, rodent populations developed resistance to these compounds, and so called second generation anticoagulant rodenticides (SGARs) were developed, which are more toxic and more persistent. These two properties, persistence and toxicity, increase the potential of SGARs to accumulate to predators feeding on rodents. However, it is not known to which extent this applies to the Dutch situation. Therefore this study was commenced to obtain relevant information from European studies. Measurements of SGARs in predators are measured and used to extrapolate the results of the literature search to the Dutch setting.

Based on the literature search it can be concluded that within Europe, secondary poisoning of rodenticides to predators results in detectable levels of rodenticides in for instance owls and diurnal raptors. Also non-target rodent species and other small mammals may be contaminated. It is, however, very difficult to derive specific threshold levels, which are indicative for risks. Based on a Canadian study, a probabilistic approach can be applied to assess potential risks, based on liver concentrations of SGARs. This approach was used to assess potential risks in Dutch predatory birds. Specimens were collected from different locations, most of them being traffic victims: 7 buzzards (*Buteo buteo*), 8 kestrels (*Falco tinnunculus*), 8 barn owls (*Tyto alba*), 3 little owls (*Athene noctua*), 3 eagle owls (*Bubo bubo*) and one long eared owl (*Asio otus*). Results show that 50% of all birds contained detectable levels of rodenticides in their liver. In 7 out of 15 birds containing SGARs, two different SGARs were detectable. The most commonly detected SGAR was brodifacoum (detected in 12 birds), while bromadiolone and difenacoum were detected in 4 birds. Highest concentrations were found in kestrels and eagle owls, generally brodifacoum. When compared to the probabilistic risk thresholds, 8 of the 15 contaminated birds had 5% chance of negative effects, and of these 8, concentrations in 2 birds were so high that chances on clinical signs were over 20%. Due to the methods of collection and storage prior to analyses it was however not feasible to actually assess signs of clinical effects.

The study was not designed to assess differences between species or locations; the availability of samples was too limited. Based on the current study it can be concluded that raptors and owls in The Netherlands show a similar pattern of exposure to SGARs in comparison to other European countries. For a detailed analysis of species at risks, or locations with elevated concentrations further research is needed, using a larger set of samples.

1 Introductie

Knaagdierpopulaties kunnen zich lokaal ontwikkelen tot zeer hoge dichtheden en kunnen op deze manier een groot maatschappelijk probleem veroorzaken. Al eeuwen lang worden knaagdierplagen geassocieerd met de uitbraak van ziektes (waaronder de zwarte pest), maar ze kunnen ook economische schade toebrengen. Hierbij valt te denken aan het opeten en bederven van voedselvoorraden, transmissie van ziekteverwekkers tussen bijvoorbeeld boerderijen, terwijl tegenwoordig het knagen aan bedradingen e.d. ook een relevant probleem is. Het gedrag van deze dieren en het feit dat ze zeer snel in populatieomvang kunnen toenemen, maakt dat de bestrijding van knaagdieren continu aandacht behoeft. Er zijn verschillende methodes om knaagdieren te bestrijden. Ze kunnen worden gevangen of doodgemaakt met vallen en klemmen terwijl inzet van katten of andere predatoren lokaal de populatiedichtheden laag kan houden. De laatste decennia heeft het gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen een grote vlucht genomen. Toepassing van dit soort middelen is relatief eenvoudig en kan erg effectief zijn. Momenteel worden vooral zogenaamde anticoagulantia bevattende rodenticides (in dit rapport verder aangeduid met ARs) gebruikt. Deze stoffen hebben als effect dat ze de bloedstolling van de blootgestelde dieren verminderen, waardoor deze interne bloeding etc. laten zien (Rattner *et al.*, 2014). Initieel zijn hiervoor zogenaamde 1^e generatie ARs ontwikkeld, waartegen de knaagdieren echter resistentie opbouwden met als gevolg dat ze niet meer effectief waren. In de jaren 70 van de vorige eeuw werden nieuwe ARs ontwikkeld (2^e generatie ARs) die langer werkzaam waren en toxischer (Shore *et al.*, 1999). Deze verhoogde toxiciteit resulteerde erin dat deze 2^e generatie ARs effectiever waren, maar hierdoor zijn ze ook toxischer voor soorten die niet bestreden hoeven te worden, maar die mogelijk wel blootstaan aan deze stoffen (Rattner *et al.*, 2014). Volgens de Amerikaanse Environmental Protection Agency kan het daarmee zo zijn dat deze 2^e generatie ARs meer risico's veroorzaken voor niet-doelsoorten dan de 1^e generatie ARs (EPA, 2004).

1.1 Gebruik en regulering van ARs

ARs zijn op verschillende manier gereguleerd, afhankelijk van de manier van toepassing. De in Nederland belangrijkste toepassing is als biocide, waarbij de doelstelling is om de knaagdieren direct te bestrijden. Daarnaast kunnen ARs ook als zogenaamde gewasbeschermingsmiddelen worden toegepast, waarbij de doelstelling is om gewassen te beschermen waarvoor eventuele knaagdieren moeten worden bestreden. In beide gevallen is het resultaat dat knaagdieren (en mogelijk andere soorten) worden blootgesteld aan ARs, echter de manier van toepassing is wel verschillend. De biocide toepassing is alleen mogelijk in en rond gebouwen¹, terwijl toepassing als gewasbeschermingsmiddel in het veld plaatsvindt.

Als biocide zijn ARs gereguleerd onder de EU regelgeving, Directief 98/8/EC, als gewasbeschermingsmiddel onder EU-directief 91/414/EEC. Met name 2^e generatie ARs kunnen worden beschouwd als Persistent, Bioaccumulatief en Toxisch (PBT), op basis waarvan het gebruik in potentie risicovol is en moet worden voorkomen wanneer mogelijk. Echter, door gebrek aan alternatieven voor de bestrijding van knaagdieren wordt het gebruik van ARs "essential" genoemd en onder EU beslissing 298/2010 is gebruik ervan toegestaan onder strikte voorschriften en met de aantekening dat lidstaten eventuele risico's van gebruik minimaliseren door opstellen van gerichte gebruikersrichtlijnen en dat gebruik geen onacceptabele risico's met zich mee mag brengen voor mens en dier (EU Directief 98/8/EC). Dit laatste vraagt om duidelijk inzicht of en hoe niet-doelsoorten knaagdieren en eventueel predatoren blootstaan aan ARs als gevolg van gebruik van dit soort stoffen.

¹ Buitengebruik van rodenticides is in Nederland in principe niet meer toegelaten

1.2 Werkingsmechanisme van ARs

Wanneer ingenomen, kunnen ARs leiden tot een verminderde bloedstolling of verlenging van de stollingstijd van het bloed (Rattner *et al.*, 2014). Dit kan zich o.a. uiten in bloedarmoede, interne bloedingen, onderhuidse zwellingen en bloeduitstortingen. Deze effecten kunnen autonoom ontstaan, maar ook na een botsing o.i.d.. ARs hebben hun werking via de remming van de regeneratie van de actieve vorm van vitamine K, door binding van de stof aan het enzym vitamine K 2,3-epoxide reductase (Thijssen, 1995). Vitamine K is betrokken bij de aanmaak van prothrombine en andere zogenaamde stollingsfactoren die essentieel zijn voor het stollingsproces. In het stollingsproces wordt vitamine K omgezet in vitamine K 2,3-epoxide, waarbij de voornoemde stollingsfactoren geproduceerd kunnen worden. Het enzym vitamine K 2,3-epoxide reductase reduceert het epoxide weer terug in vitamine K, welke daardoor 1000-10000 maal te gebruiken is. Deze reductie wordt tegengegaan door binding van de ARs aan het enzym, waardoor vitamine K 2,3-epoxide ophoopt en een gebrek aan vitamine K ontstaat. Dit remt de aanmaak van stollingsfactoren en daarmee de stolling van bloed.

De binding van de rodenticides aan het enzym kan langdurig zijn en zelfs irreversibel (Huckle *et al.*, 1988). Dit betekent dat effecten langdurig kunnen zijn en dat in het geval wanneer de dieren meerdere keren blootstaan aan rodenticides, effecten kunnen optreden bij lage doses (Vyas and Rattner, 2012). In een studie aan de Oostelijke schreeuwuil (*Megascops asio*) was de toxiciteit van difacinon ongeveer 20 keer hoger in een blootstellingstudie waarbij de uilen 7 dagen werden blootgesteld in vergelijking tot een acute studie (Rattner *et al.*, 2012). Dit geeft aan dat effect grenzen op basis van alleen acute studies niet noodzakelijkerwijs toepasbaar zijn om risico's te voorkomen.

1.3 Niet-doelsoorten en predatoren

Als niet-doelsoort wordt bedoeld die soorten die direct blootstaan aan de rodenticides doordat ze het uitgelegde lokaas consumeren, maar waar de bestrijding zich niet op richt. Predatoren kunnen aan rodenticides blootstaan doordat ze prooidieren eten die rodenticides hebben opgenomen. De blootstelling van niet-doelsoorten aan rodenticides is afhankelijk van het gedrag van de verschillende soorten en van de manier waarop de rodenticides worden gebruikt (Tosh *et al.*, 2011b). Veel verschillende soorten kunnen direct blootstaan aan rodenticides doordat ze het eten, waaronder knaagdieren, spitsmuizen, kleine zangvogels, maar ook reptielen en insecten (Dowding *et al.*, 2010; Eason and Spurr, 1995; Sánchez-Barbudo *et al.*, 2012).

Doorvergiftiging van rodenticides is mede afhankelijk van het dieet van de predatoren, waarbij zowel doelsoorten als niet doelsoorten van belang kunnen zijn (Dowding *et al.*, 2010; Elliott *et al.*, 2013; Tosh *et al.*, 2011a). Roofvogels en uilen zijn een belangrijke groep van predatoren die bloot kunnen staan aan rodenticides, maar ook kleine marterachtigen staan erom bekend dat ze rodenticides opnemen. Voor deze laatste groep kan dit zowel via directe opname van lokaas, maar zeker ook doordat ze kleine zoogdieren eten die besmet zijn. De kans op doorvergiftiging van ARs is groter voor 2^e generatie ARs in vergelijking tot 1^e generatie stoffen (Berny *et al.*, 1997). 2^e generatie ARs zijn persistenter en worden minder snel gemetaboliseerd in organismen. Voldoende blootgestelde dieren gaan meestal binnen enkele dagen na het eten van de ARs dood. Gedurende deze tijd kunnen ze gegeten worden door predatoren (Shore *et al.*, 1999), terwijl nadat ze dood zijn, aaseters ook nog kunnen worden blootgesteld aan de interne ARs (Howald *et al.*, 1999). Sub-letale doses van ARs kunnen langere tijd worden opgebouwd in knaagdieren (Eason *et al.*, 1996), wat de periode langer maakt waarin predatoren kunnen worden blootgesteld aan ARs in hun prooidieren. Persistentie van ARs in dieren verhoogt daarmee in potentie hun risico voor doorvergiftiging (Shore *et al.*, 2003). Daarnaast treedt ook voor 2^e generatie ARs resistentie op (Buckle, 2013; Pelz, 2007; van der Lee *et al.*, 2013), wat wil zeggen dat knaagdieren wel ARs kunnen opnemen maar daar niet meer dood aan hoeven te gaan. Dit kan mogelijk ook de risico's op doorvergiftiging verhogen, afhankelijk van de onderliggende fysiologie van de resistentie. In het geval dat resistentie wordt veroorzaakt door verhoogde afbraak van ARs in de prooiorganismen zal dit mogelijk niet leiden tot verhoogde doorvergiftiging (Vein *et al.*, 2013). Echter, wanneer prooidieren minder gevoelig worden is dat wel het geval (Shilova and Tchabovsky, 2009).

Op dit moment is er geen inzicht in de risico's van ARs voor niet-doelsoorten en predatoren in Nederland. Deze kennis is wel gewenst, zeker in het licht van de Europese regelgeving waarin wordt gevraagd om dit soort lokale kennis in relatie tot de toelating en gebruik. Om deze kennislacune aan te pakken wordt in dit rapport een scan gepresenteerd over de beschikbare kennis van de risico's van ARs in Europese landen. Dit is middels een literatuurstudie uitgevoerd. Op basis hiervan zijn ook metingen uitgevoerd aan enkele ARs in levers van roofvogels om een eerste inzicht te krijgen in de mate van blootstelling van predatoren aan ARs.

Literatuurstudie

Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke risico's van ARs voor niet-doelsoorten en predatoren in Nederland is een literatuurstudie uitgevoerd. Deze studie heeft tot doel om 1) de mate van blootstelling van verschillende groepen organismen aan ARs te inventariseren en 2) om effectgrenzen inzichtelijk te krijgen. Er zijn geen systematische gegevens bekend van blootstelling van niet-doelsoorten en predatoren in Nederland; de focus van dit deel van het rapport ligt daarom op informatie uit beschikbaar Europees onderzoek, daar dit het meest relevant is voor de Nederlandse situatie. ARs kunnen op twee manieren worden toegepast. Belangrijkste toepassing is als biocide voor het direct bestrijden van knaagdieren, meestal rond bebouwingen. Daarnaast kunnen rodenticides gebruikt worden als gewasbeschermingsproduct, waarbij de doelstelling is om gewassen te beschermen tegen knaagdieren. Deze twee toepassingen hebben ieder eigen methodes van toepassing en worden in verschillende wettelijke kaders gereguleerd. In Nederland is met name de toepassing als biocide, voor de bestrijding van knaagdieren op en rond bebouwingen van belang. Op deze toepassing heeft de literatuurstudie zich vooral gericht.

Voor wat betreft de effect grenzen is relevante informatie uit internationale rapportages en artikelen gebruikt. Dit is niet afgebakend tot Europese studies.

Metingen van anticoagulantia rodenticides in roofvogels en uilen

In vervolg op de literatuurstudie is een aantal monsters van roofvogels geanalyseerd op ARs. Van verschillende soorten zijn levermonsters verzameld die op de volgende ARs zijn geanalyseerd: warfarin (een 1^e generatie AR), bromadiolone, difenacoum, flocoumafen en brodifacoum (allen 2^e generatie ARs). Op basis van prooikeuze is een selectie gemaakt van soorten roofvogels die zijn geanalyseerd: buizerd (*Buteo buteo*), kerkuil (*Tyto alba*), oehoe (*Bubo bubo*), Ransuil (*Asio otus*), steenuil (*Athene noctua*) en torenvalk (*Falco tinnunculus*). Allen hebben een (substantieel) deel kleine zoogdieren in het dieet en ze foerageren ook in meer bebouwde en zelfs stedelijke gebieden. Een totaal van 30 vogels is geanalyseerd.

2 Literatuurstudie

2.1 Blootstelling en effecten van ARs: niet-doelsoorten

ARs worden gebruikt om knaagdieren te bestrijden. Hiervoor wordt lokvoer uitgelegd waarin ARs zijn verwerkt. Hiervoor kan graan gebruikt worden, maar ook pasta's. Het uitleggen van lokvoer dient zodanig te worden gedaan dat de kans dat niet-doelsoorten dit gaan eten zo minimaal mogelijk is. Dat lokvoer gegeten kan worden door niet-doelsoorten is bekend uit een overzicht van onderzoek uitgevoerd in Nieuw Zeeland, waarin blootstellingen van vogels, zoogdieren, ongewervelden, vissen, amfibieën en reptielen aan ARs gerapporteerd is (Hoare and Hare, 2006). De manier van toepassing van de stoffen was hier echter niet gespecificeerd, dus dit is mogelijk niet direct van toepassing in Nederland. Onderzoek aan kleine zoogdieren rond agrarische bebouwing liet echter zien dat bijvoorbeeld de bosmuis (*Apodemus sylvaticus*), rosse woelmuis (*Myodes glareolus*) maar ook woelratten (*Microtus agrestis*) kunnen worden blootgesteld aan rodenticides (Brakes and Smith, 2005). In die studie was het lokvoer in houten kistjes uitgelegd waar de knaagdieren van beide kanten in konden. De kistjes werden geplaatst op plaatsen waar ratten actief leken te zijn. Het lokvoer, met coumatetralyl (1^e generatie AR, 375 mg/kg), werd iedere dag aangevuld tot de initiële 100 g per kist. Met behulp van life-traps werden niet-doelsoorten rond de boerderijen gevangen en populatie dichtheden vastgesteld. Het lokvoer was met een kleurstof gemerkt, en blootstelling van niet-doelsoorten werd vastgesteld aan de hand van kleurstof in de feces die de dieren in de vallen achter lieten. Dit is een niet-destructieve manier om vast te stellen of dieren het lokvoer hebben gegeten. Ongeveer 40-60% van de gevangen kleine zoogdieren (niet doelsoort) hadden de kleurstof in hun uitwerpselen, indicatief voor het eten van het lokvoer. Dit was ook zichtbaar in de afname van de populatiedichtheden van de niet-doelsoorten rond de boerderijen, gemiddeld 60% afname.

In Groot Brittannië is in een studie aan egels (*Erinaceus europaeus*) een scala aan verschillende ARs aantoonbaar gebleken, zowel 1^e generatie ARs als 2^e (Dowding *et al.*, 2010). Hierbij was duidelijk dat de methode waarmee de ARs geanalyseerd werden van grote invloed was op het aantal dieren waarin ARs aantoonbaar bleek. Op basis van een methode waarbij HPLC werd gecombineerd met fluorescentie spectroscopie werd in 23% van de dieren één of meerdere ARs aangetoond. Wanneer dezelfde monsters met LC-MSMS werden geanalyseerd bleek 67% van de dieren ARs te bevatten. De laatste methode is gevoeliger en werd daarom beter toepasbaar geacht. De concentraties van de individuele ARs liepen uiteen van gemiddeld 50 µg/kg brodifacoum, 590 µg/kg bromadiolon en 100 µg/kg difenacoum (vers gewicht, lever). In de studie was echter niet duidelijk of de blootstelling direct was door opname van lokvoer, of dat de egels via hun (verontreinigd) dieet de ARs binnen hadden gekregen.

In een uitgebreide studies uit Spanje (Sánchez-Barbudo *et al.*, 2012) zijn verschillende ARs in niet-doelsoorten aangetoond. In 27,6% van herbivore zoogdieren (soorten niet nader gespecificeerd), 66,7% insectivore zoogdieren en 37,5% van de carnivore zoogdieren was ARs aantoonbaar. Voor de herbivore dieren was dit waarschijnlijk directe blootstelling, voor de insectivore en carnivore zoogdieren kan dit een combinatie van directe opname zijn met daarnaast opname via prooidieren. In deze studie waren ook twee reptielmonsters (hoefijzerslang, *Hemorrhois hippocrepis*) geanalyseerd, waarvan één positief. Ook graan-etende vogels waren blootgesteld, ongeveer 50,7% bevatte één of meerdere ARs. De manier waarop de ARs waren toegepast is niet nader gespecificeerd, de dieren waren dood gevonden in verschillende gebieden. In een gebied waar hoge doseringen van ARs werden toegepast in een uitroeiingsprogramma i.v.m. uitbraken van de veldmuis (*Microtus arvalis*) waren ARs in een groot aantal dieren aantoonbaar (Sánchez-Barbudo *et al.*, 2012). In de direct blootgestelde diersoorten was chloorfacinon de meest voorkomende werkzame stof, in enkele gevallen bromadiolon. In de Iberische haas (*Lepus granatensis*) bijvoorbeeld waren de concentraties van beide ARs respectievelijk 2,11 en 0,187 mg/kg (vers gewicht lever).

Bij grootschalige toepassing van bromadiolon als gewasbeschermingsmiddel tegen woelratten (*A. terrestris*) in Frankrijk bleek 41% van de bovengronds gevangen veldmuizen (*M. arvalis*) bromadiolon te bevatten (Sage *et al.*, 2008). De stof was zelfs 135 dagen na de toepassing nog in één van de twee gevangen veldmuizen meetbaar en in 8 van de 10 woelratten. De halfwaarde tijd van de stof wanneer toegepast op graan is 5,75 dagen (Giraudoux *et al.*, 2006); dit betekent dat na 135 dagen er maar een heel klein deel van de bromadiolon beschikbaar was in het lokvoer. Hoe de concentraties in de dieren op dag 135 wel verklaard kunnen worden is niet geheel duidelijk, er is nog veel onbekend over de biokinetiek van ARs in knaagdieren (Sage *et al.*, 2008). Het illustreert echter wel dat blootstelling aan ARs lang kan duren nadat de toepassing is uitgevoerd.

2.2 Blootstelling en effecten van ARs: predatoren

Predatoren nemen ARs over het algemeen op via het foerageren op prooidieren en niet door directe opname via het lokvoedsel. Dit laatste is echter bij kleine marterachtigen en insectivore zoogdieren als egels niet uit te sluiten. Van roofvogels en uilen is niet bekend dat deze lokvoer opnemen en daarmee direct blootstaan aan ARs.

2.2.1 Route van voedsel web blootstelling

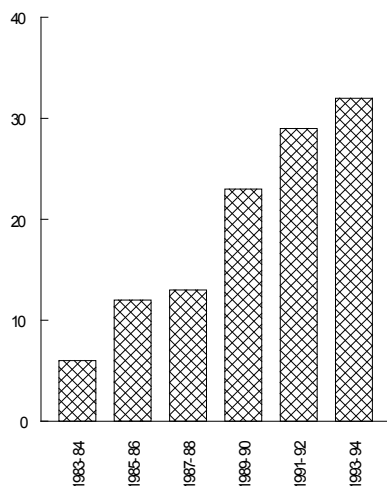
De blootstelling van predatoren is afhankelijk van hun dieet. Bij een studie aan kerkuilen is aangetoond dat in nesten nabij boerderijen waar ratten bestreden werden met brodifacoum of bromadiolon, deze stoffen detecteerbaar waren in braakballen waarin resten van ratten aanwezig waren, maar niet in braakballen zonder resten van ratten (Elliott *et al.*, 2013). Dit illustreert dat bij knaagdierbestrijding predatoren die op doel-soorten foerageren waarschijnlijk blootstaan aan ARs. Echter ook niet-doelsoorten kunnen blootstaan aan ARs, waarmee doorvergiftiging van ARs ook naar predatoren die niet op ratten of andere doelsoorten foerageren mogelijk is (Brakes and Smith, 2005). Hierbij dient te worden opgemerkt dat sommige niet-doelsoorten zoals de bosmuis een relatief grote home range hebben, waarbij ook predatoren die niet in de buurt van gebouwen foerageren toch kunnen blootstaan aan ARs (Tosh *et al.*, 2012). Het risico lijkt het grootst voor soorten die heel specifiek foerageren op prooi-soorten die relatief hoge concentraties ARs kunnen bevatten. De rode wouw kan bij uitbraken van knaagdieren heel specifiek prederen op de soort die in hoge aantallen voorkomt. Dit is geobserveerd in Oost-Frankrijk waar de soort heel gericht foerageert op woelratten in gebieden waar deze met ARs onderdrukt worden (Coeurdassier *et al.*, 2012). Hierdoor is het aannemelijk deze soort in dit gebied veel risico loopt.

Niet alleen de voedselketen is van belang voor de doorvergiftiging van ARs, maar ook welke organen een predator eet. De verdeling van bijvoorbeeld bromadiolon binnen organismen in de verschillende organen is niet evenredig. Ongeveer 25% zit in de lever van woelratten, 36% in het maag-darm kanaal en ongeveer 39% in de rest van het lichaam (Giraudoux *et al.*, 2006). Uilen, die hele prooien eten, zullen ook de relatief hoge concentraties in het maag-darm kanaal opnemen, terwijl andere predatoren en aaseters vaak alleen lever of andere organen eten, maar niet het maag-darm kanaal.

2.2.2 Blootstelling van verschillende predatoren

Er zijn veel verschillende soorten predatoren die potentieel kunnen blootstaan aan ARs. De meeste gegevens zijn bekend over doorvergiftiging van rodenticides naar roofvogels en uilen, marterachtigen, vossen en andere zoogdieren.

In een vroege studies uit 1997 is zichtbaar dat in de periode 1983-1994 het percentage kerkuilen (*T. alba*) dat ARs bevat toenam van ongeveer 5 tot meer dan 30% (Figuur 1 (Newton *et al.*, 1997)). De concentraties in die studie waren hoog genoeg om effecten in individuen te veroorzaken, echter het was niet te verwachten dat de populatie er onder zou lijden. De toename van rodenticides in de kerkuilen was toe te wijzen aan het feit dat in die periode bromadiolon (1980), brodifacoum (1982) en flocoumafen (1986) zijn toegelaten voor gebruik in Groot Brittannië.



Figuur 1 Percentage kerkuilen met residuen van rodenticides in de lever in the UK van 1983-1994 (Newton *et al.*, 1997).

In een studie aan bosuilen uit Groot Brittannië bleek dat de blootstelling van deze soort aan ARs (2^e generatie) gemiddeld 125 µg/kg was (geometrisch gemiddelde) (Walker *et al.*, 2008). Er waren geen verschillen aantoonbaar tussen de periode 2003-2005 ten opzichte van 1990-1993. Ongeveer 19% van de monsters bevatte in ieder geval één AR (bromadiolon, difenacoum of brodifacoum).

Flocoumafen was niet aangetoond. Dat de prevalentie van ARs in bosuilen niet toeneemt in de tijd en relatief laag blijft in vergelijking tot de kerkuil, kan liggen aan het feit dat deze soort over het algemeen in het bos jaagt en weinig rond huizen en bebouwing. Blootstelling aan knaagdieren die doelsoorten zijn van bestrijding zal daarmee laag zijn.

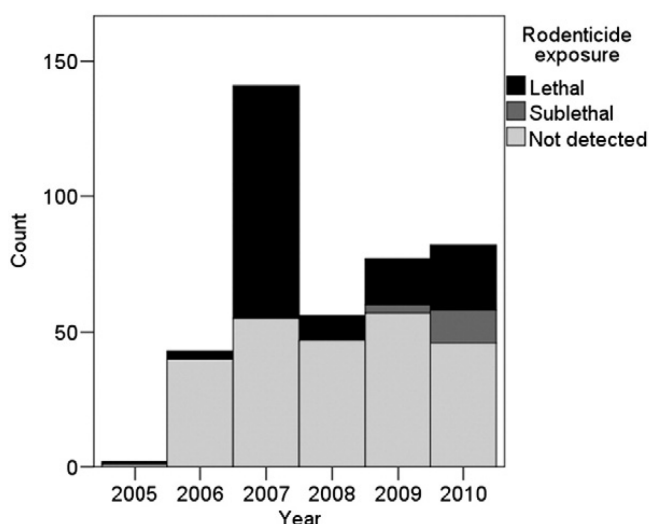
Meer recentelijk zijn in Schotland ARs gemeten in Rode wouw (*Milvus milvus*), sperwer (*Accipiter nisus*), buizerd (*Buteo buteo*), kerkuil, bosuil (*Strix aluco*), torenvalk (*Falco tinnunculus*) en slechtvalk (*Falco peregrinus*) (Hughes *et al.*, 2013). Wanneer uitgegaan wordt van de analyses op basis van de meest gevoelige analyses methode (LC-MSMS), zijn de percentages vogels waarin ARs zijn aangetoond respectievelijk 74,4, 54,1, 47,9, 43,5, 42,9, 40,9 en 54,1% voor de verschillende soorten. De concentraties waren het hoogst in de rode wouw en torenvalk, respectievelijk 148 en 173 µg/kg (vers gewicht, lever, gemiddelde van alleen die vogels waarin AR aantoonbaar was). Van de rode wouw bevatte 47,7% meer dan 1 AR, voor de sperwer was dit 29,7% en voor de torenvalk 17,4%. Op basis van post-mortem analyses had 10,5% van de rode wouwen bloeduitstortingen en interne bloedingen waarbij de ARs waarschijnlijk de doodsoorzaak zijn geweest. Voor de andere soorten lagen deze percentage lager (buizerd 0,4%; kerkuil 1,6%). Echter op basis van de interne AR-concentraties, met een drempelwaarde van 150 µg/kg zou ongeveer 20% van de rode wouwen als gevolg van blootstelling aan ARs zijn overleden, voor de kerkuil zou dit 7,9% zijn. Voor sperwer en torenvalk waren respectievelijk 5,4% en 9,1% boven de grenswaarde van 150 µg/kg, hoewel in deze soorten geen klinische afwijkingen zijn gevonden die op problemen met bloedstolling zouden duiden. In Oost-Frankrijk zijn ook relatief hoge blootstellingen voor de rode wouw berekend in geval van bestrijding van woelratten op een groot oppervlak (Coeurdassier *et al.*, 2012). Bij een uitbraak van deze knaagdieren legt de rode wouw zich toe op een specifiek dieet, waarbij de doorvergiftiging erg efficiënt kan zijn. Het was berekend dat de opname van rodenticides door de rode wouw bij een blootstelling over meerdere dagen, wat realistisch is, ruim boven kritische grenswaarde was.

In Denemarken is ook een groot aantal roofvogels geanalyseerd op rodenticiden (Christensen *et al.*, 2012), waaronder buizerd, torenvalk, ruigpootbuizerd (*Buteo lagopus*), rode wouw, oehoe (*Bubo bubo*) kerkuil, ransuil (*Asio otus*) en bosuil. In 92% van alle onderzochte vogels (n = 430) waren ARs aangetoond. In 73% van de vogels waren meerdere ARs aantoonbaar terwijl 3% van de vogels alle

vijf ARs bevatten die werden geanalyseerd (brodifacoum, bromadiolon, coumatetralyl, difenacoum en flocoumafen). De hoogste totaal concentraties zijn gevonden in rode wouw (mediaan: totaal 260 µg/kg) en oehoe (mediaan: totaal 241 µg/kg). De mediane concentraties waren het hoogst voor difenacoum (6,5 – 14 µg/kg) maar uitschieterende maximale waarden waren aantoonbaar voor brodifacoum, bromadiolon en coumatetralyl (max 957 µg/kg). De verschillen tussen de soorten waren verklaarbaar door het dieet van de verschillende soorten, met soorten die specifiek foerageren en ook aas eten (rode wouw en oehoe) als hoogst belaste soorten samen met soorten die meer in rurale en bebouwde gebieden foerageren (buizerd, torenvalk, steenuil).

In Noorwegen zijn enkele roofvogelsoorten geanalyseerd op 2^e generatie ARs (Langford *et al.*, 2013). In levermonsters van de giervalk (*Falco rusticolus*), slechtvalk en visarend (*Pandion haliaetus*) konden geen ARs aangetoond worden (detectielimiet 2-5 µg/kg). In levers van de steenarend (*Aquila chrysaetos*) en oehoe waren de concentraties gemiddeld laag, maar in individuele vogels werden concentratie boven 100 µg/kg (vers gewicht) gevonden, indicatief voor mogelijke effecten. Over het algemeen was brodifacoum de meest voorkomende AR, echter ook bromadiolon en difenacoum kwamen in individuele vogels voor in relatief hoge concentraties. Het aantal monsters per soort is laag in deze studie, waardoor het mogelijk is dat voor specifieke soorten potentiële blootstelling is gemist. Echter, het is niet waarschijnlijk dat in het dieet van de visarend proisoorten voorkomen die veel aan ARs blootstaan. Giervalken, en ook slechtvalken, foerageren nauwelijks op zoogdieren en mogelijk dat de blootstelling daardoor laag is.

In Spanje is in een studie een brede range aan soorten geanalyseerd op verschillende ARs, zowel wilde soorten als huisdieren (Sánchez-Barbudo *et al.*, 2012). Van alle monsters (n=401) waren 153 (38,2%) positief voor één of meerdere ARs. In 140 (34,9%) monsters waren de concentraties relatief hoog en waren er klinische indicaties dat het individu aan de blootstelling dood was gegaan. In de tijd varieerde het aantal dieren dat positief werd bevonden (Figuur 2), met een piek in 2007 toen er in een bepaald gebied een programma werd uitgevoerd ter bestrijding van een uitbraak van *M. arvalis*. Wanneer gekeken wordt naar de verschillende groepen blijkt dat graanetende vogels en uilen het hoogste percentage monsters met rodenticides laten zien (Tabel 1). Voor graanetende vogels is dit directe blootstelling via graan dat was bewerkt met chloorfacinon, in het geval van uilen was de opname indirect via prooidieren. Directe opname door herbivore soorten is echter ook in meer dan een kwart van de monsters zichtbaar.



Figuur 2 Aantallen dieren in Spanje waar ARs zijn geanalyseerd in de lever. Not-detected: concentraties lager dan detectie limiet; Sublethal: concentraties tussen detectie limiet en 0,06 µg/g vers gewicht; lethal: concentraties tussen detectie limiet en 0,6 µg/g vers gewicht met aanvullende tekenen van effecten van ARs bij de dieren (Sánchez-Barbudo *et al.*, 2012).

Tabel 1

Totaal aantal monsters en positief bevonden monsters in verschillende soorten dieren in Spanje (Sánchez-Barbudo et al., 2012).

Groep		Totaal geanalyseerd	Totaal positief	% positief
Reptiel		2	1	50
Vogels	Graaneters	142	72	50,7
	Roofvogels	84	23	27,4
	Uilen	13	8	61,5
	Andere predatoren	32	5	15,6
Zoogdieren	Herbivoor	29	8	27,6
	Insectivoor	3	2	66,7
	Carnivoor	96	36	37,5
Totaal		401	153	38,2

In een Ierse studie aan zowel een doelsoort (huismuis, *Mus domesticus*) en een niet-doelsoort (bosmuis, *A. sylvaticus*) bleek dat beide soorten aan ARs blootstonden, maar de doelsoorten in hogere mate (respectievelijk 33,3% (n = 12) en 14,5% (n = 55) van de monsters positief (Tosh et al., 2012)). In deze studie werden ook besmette bosmuizen gevangen op boerderijen waar de desbetreffende ARs niet werden gebruikt, wat aangeeft dat het gebruik van ARs ook buiten het directe gebied van toepassing waarneembaar kan zijn. Dit is met name van belang bij soorten die mobiel zijn, als de bosmuis. In Ierland bleek 84% van vossen (*V. vulpes*) ARs te bevatten, meest bromadiolon en difenacoum (Tosh et al., 2011a). Dit hoge percentage werd verklaard uit het feit dat in Ierland relatief weinig soorten prooidieren voorkomen en dat die soorten die voorkomen een grote kans hebben om rodenticides op en rond gebouwen op te nemen. Bromadiolon kwam in de hoogste concentraties voor (mediaan waarde 123 µg/kg vers gewicht lever).

Een andere groep zoogdieren waarvan bekend is dat ze blootstaan aan rodenticides zijn marterachtigen. In Frankrijk werden monsters van verschillende soorten (Europese nerts (*Mustela lutreola*), Amerikaanse nerts (*M. vison*), buzing (*M. putorius*) en Europese otter (*Lutra lutra*) geanalyseerd op ARs (Fournier-Chambrillon et al., 2004). In alle soorten werden in 1 of meerdere monsters ARs gedetecteerd, in totaal was 13% van de monsters positief en de concentraties over het algemeen hoog (respectievelijk gemiddeld 5,0, 2,7, 3,4 en 6,6 µg/g bromadiolon). Effectgrenzen liggen ongeveer rond de 0,7 µg/g (EPA), dus effecten op de marterachtigen waren niet uitgesloten. De hoge concentraties in Frankrijk konden worden verklaard uit het feit dat ARs hier op relatief grote oppervlaktes worden gebruikt o.a. om de beverrat (*Myocastor coypus*) te bestrijden. In Denemarken was ook een heel groot deel van marterachtigen besmet met ARs, 97% van monsters van de hermelijn (*M. erminea*) en 95% van de wezel (*M. nivalis*) (Elmeros et al., 2011). Concentraties van bromadiolon waren het hoogst in beide soorten (gemiddeld respectievelijk 154 en 272 µg/kg vers gewicht lever) met maximale waarden als 1290 en 1610 µg/kg. In monsters van dezelfde soorten uit Groot-Brittannië werden vergelijkbare bromadiolon concentraties gemeten, al kwam in deze monsters veel vaker coumatetralyl voor (75%, tot 60 µg/kg) (McDonald et al., 1998). In Britse bunzingen waren in 36% van de geanalyseerde dieren ARs aantoonbaar (n = 50), vergelijkbaar tussen mannetjes en vrouwtjes (Shore et al., 2003). Dit percentage varieerde tussen gebieden, en was vergelijkbaar met hetgeen gevonden in de jaren 90 (Shore et al., 1999). Van de geanalyseerde ARs (Bromadiolon, difenacoum, flocoumafen en brodifacoum) waren de concentraties het hoogst voor difenacoum (max 917 µg/kg) en bromadiolon (max 178 µg/kg).

2.3 Effectgrenzen

De opname van ARs door een organisme is over het algemeen een gebeurtenis waarbij relatief veel werkzame stof ineens wordt opgenomen. Dit zorgt voor een piek in interne concentraties, die in de tijd zullen afnemen door afbraak en uitscheiding van de werkzame stof. De afbraak en uitscheiding is verschillend voor de verschillende ARs. De tweede generatie ARs is persistenter dan de eerste generatie en wordt minder snel gemetaboliseerd en uitgescheiden. Concentraties van 2^e generatie ARs lopen daardoor in het lichaam minder snel terug, residuen blijven langer in het lichaam waarneembaar

en effectief. Bij herhaalde blootstelling zullen de concentraties een zaagtand Figuur laten zien, waarbij de concentratie piekt na opname van een besmette prooi en daarna langzaam afloopt als gevolg van metabolisatie van de stof. Hierbij is de concentratie van een AR in een organisme afhankelijk van niet alleen de opname van de stof, hoe vaak en welke hoeveelheid, maar ook van de tijd sinds de laatste opname. Risico's van ARs zijn daarom niet alleen afhankelijk van de concentraties van de werkzame stof in het lokvoer of de prooidieren, maar ook van de afbraaksnelheid van de stoffen en de frequentie waarmee de dieren blootstaan aan ARs. Het is daarbij zo dat door de lagere metabolisatie van 2^e generatie ARs en hun hogere directe toxiciteit, deze als risicovoller voor niet-doelsoorten en predatoren worden beschouwd (EPA, 2004). Aangezien het werkingsmechanisme voor de ARs hetzelfde is, hoewel de relatieve toxiciteit kan verschillen tussen de werkzame stoffen, is de gezamenlijke concentratie van alle ARs een goede indicatie van toxiciteit.

Doordat de concentraties kunnen opbouwen na herhaalde blootstelling zullen effecten in predatoren eerder optreden als de predatoren aan meerdere doses blootstaan (Rattner *et al.*, 2012). Bij 1^e generatie ARs is aangetoond dat effectgrenzen gebaseerd op acute toxiciteitstesten, risico's van herhaalde blootstelling zoals in het veld voorkomt, sterk kunnen onderschatten (Vyas and Rattner, 2012). Daarnaast kan de toxiciteit van een AR erg verschillen tussen soorten. Bijvoorbeeld difacinon is 20 maal toxischer voor de Amerikaanse torenvalk (*Falco sparverius*) dan voor de boomkwartel (*Colinus virginianus*), bij een acute orale blootstelling (Rattner *et al.*, 2011). Het is echter ook zo dat in geval er geen blootstelling meer is en de concentraties lager worden als gevolg van metabolisatie en eliminatie, de kans op effecten ook minder wordt (Rattner *et al.* accepted).

Toxiciteitstudies laten niet altijd doses-response curves zien, waarbij de interne concentratie aan rodenticides direct is gekoppeld aan een effect. Dit bemoeilijkt het vaststellen van scherpe drempelwaarden waarboven risico's aannemelijk zijn. Op basis van een probabilistische benadering is het toch mogelijk grenzen aan te geven waarboven de kans dat een organisme effecten laat zien oploopt (Thomas *et al.*, 2011). In Tabel 2 staan de resultaten van een dergelijke analyse voor 3 uilensoorten en gecombineerd voor alle soorten van de studie. Deze Tabel kan als volgt gelezen worden, voor de gestreepte bosuil is de kans op klinische effecten bij een leverconcentratie van 0,06 µg/g 5%. Per soort is een analyse uitgevoerd, met een verschillend aantal monsters (in geval van de gestreepte bosuil 26 monsters, waarbij in 4 vogels klinische verschijnselen aantoonbaar waren). In de Tabel zijn alleen die soorten weergegeven waarvoor de relaties tussen interne concentraties en het optreden van effecten significant waren. Voor de analyse met alle soorten zijn ook die soorten meegenomen waarvoor de relaties niet significant waren. Uit deze Tabel valt te lezen dat, gebaseerd op alle soorten, de waarschijnlijkheid van klinische effecten 5% bij leverconcentraties van 20 µg/kg (= 0,02µg/g) oplopend naar 20% bij leverconcentraties van 80µg/kg.

Tabel 2

Resultaten van probabilistische analyse van relaties tussen concentraties van ARs in de lever van vogels en de waarschijnlijkheid op klinische verschijnselen (Thomas *et al.*, 2011).

Kans op effect	Gestreepte bosuil	Kerkuil	Amerikaanse oehoe	Alle soorten
Totaal aantal monsters	n=26	n=126	n=86	n=270
Negatieve monsters	0=22	0=114	0=62	0=201
Positieve monsters	1=4	1=12	1=24	1=69
Significantie relatie	p=0.008	p=0.0001	p=0.0001	p=0.0001
5%	0,06 µg/g	0,05 µg/g	0,02 µg/g	0,02 µg/g
10%	0,09 µg/g	0,09 µg/g	0,03 µg/g	0,04 µg/g
15%	0,13 µg/g	0,13 µg/g	0,05 µg/g	0,06 µg/g
20%	0,16 µg/g	0,18 µg/g	0,07 µg/g	0,08 µg/g

Gestreepte bosuil (*Strix varia*)

Kerkuil (*Tyto alba*)

Amerikaans oehoe (*Bubo virginianus*)

2.4 Conclusies literatuurstudie

Deze scan van de beschikbare literatuur is misschien niet helemaal uitputtend, maar geeft wel een goed overzicht van de beschikbare kennis. In alle gebruikte studies naar de risico's van ARs voor niet-doelsoorten en predatoren worden deze stoffen aangetroffen in levers van zowel niet-doelsoort knaagdieren alsook roofvogels en zoogdieren. De prevalentie van voorkomen is verschillend tussen studies, afhankelijk van de onderzochte soorten en de locaties van de studies. In dunbevolkte landen als Noorwegen is over het algemeen de blootstelling laag. Echter in een urbaan land als Denemarken met een intensiever landelijk agrarisch gebruik is de blootstelling hoger en zijn in het overgrote deel van de roofvogels ARs aantoonbaar. Voor wat betreft niet-doelsoort knaagdieren, welke risico lopen op blootstelling, zijn de rosse woelmuis en de bosmuis in klimatologische omstandigheden als in Nederland de meest in het oog lopende soorten die kunnen blootstaan aan ARs. Het is echter evident dat ook andere soorten, waaronder insecten, vogels reptielen en andere zoogdieren, bloot kunnen staan aan ARs als gevolg van het eten van lokvoer. Roofvogels die specifiek op plaagsoorten kunnen foerageren, als bijvoorbeeld de rode wouw, lopen de grootste risico's als gevolg van verhoogde blootstelling via doorvergiftiging vanuit de prooidieren. Echter, ook andere soorten die in enige mate knaagdieren eten lopen het risico bloot te staan aan ARs.

Grenzen van blootstelling waarboven effecten van ARs optreden, zijn niet eenvoudig te bepalen omdat er tussen soorten grote verschillen in gevoeligheid zijn en omdat er niet altijd helder dosis-response relaties vast te stellen zijn waarin de blootstelling aan ARs direct aan effecten te koppelen zijn. In een Canadees onderzoek is dit op een probabilistische manier aangepakt en zijn verschillende grenzen aangegeven waarboven de kans op klinische effecten, b.v. bloeduitstortingen en interne bloedingen, toenemen. Een groot deel van de gerapporteerde concentraties in roofvogels en predatore zoogdieren zijn dermate hoog dat klinische effecten te verwachten zijn. Het is echter niet aangetoond dat dit ook effect heeft op populaties van roofvogels of predatore zoogdieren. Effecten op populaties niet-doelsoort knaagdieren zijn wel aantoonbaar gebleken.

3 Metingen van rodenticides in roofvogels en uilen

3.1 Materiaal en methodes

3.1.1 Vogels

Monsters van verschillende soorten vogels zijn geanalyseerd op rodenticides, buizerd (*Buteo buteo*), kerkuil (*Tyto alba*), oehoe (*Bubo bubo*), Ransuil (*Asio otus*), steenuil (*Athene noctua*) en torenvalk (*Falco tinnunculus*). In totaal zijn van 30 vogels lever- monsters geanalyseerd. De vogels zijn allemaal dood gevonden of dood gegaan in een vogelopvang. Vogels zijn na vondst of overlijden bij -20°C bewaard. Er zijn meerdere vogels van twee vogelopvangen verkregen (Het Vogelhospitaal, Naarden en Roofvogelopvang, Barchem) wat als resultaat heeft dat de herkomst van de vogels niet mooi verspreid is over Nederland. Er zijn bijvoorbeeld relatief weinig vogels uit Brabant, Zeeland en Zuid-Holland. Alle oehoes komen uit Limburg. De soorten zijn geselecteerd op hun dieetvoorkeur, alleen soorten waarvan bekend is dat ze op kleine zoogdieren foerageren zijn in analyse genomen. De periode waarin de vogels gevonden zijn loopt van 2005-2013.

Soort	Vindplaats	Datum gevonden	Leeftijd	Doodsoorzaak
Buizerd	Arnhem	12-1-2008	2	Trauma
Buizerd	Arnhem	2-4-2009	2	Trauma
Buizerd	Ballum, Ameland	25-11-2009	3	Trauma
Buizerd	Epe	12-1-2010	2	n.b.
Buizerd	Groesbeek	2-2-2003	3	n.b.
Buizerd	Oene	3-9-2009	4	Trauma
Buizerd	Zevenaar	12-8-2009	1	Trauma
Kerkuil	Bemmel	14-2-2013	n.b.	Trauma
Kerkuil	Bennekom	20-12-2005	n.b.	n.b.
Kerkuil	Kollum	18-3-2005	n.b.	n.b.
Kerkuil	Kortenhoef	8-3-2005	n.b.	n.b.
Kerkuil	Naarden	17-3-2008	2	n.b.
Kerkuil	Rheden	1-1-2008	n.b.	n.b.
Kerkuil	Tonder	2013	1	n.b.
Kerkuil	Vorden	3-8-2013	2	n.b.
Oehoe	Cadier en Keer	19-3-2010	2	n.b.
Oehoe	Gronsveld	27-1-2013	2	Trauma
Oehoe	Opoeteren	27-12-2011	1	n.b.
Ransuil	Naarden	13-9-2009	1	n.b.
Steenuil	Vorden	6-7-2013	2	Trauma
Steenuil	Vorden	18-7-2013	1	Trauma
Steenuil	Wageningen	5-1-2011	2	n.b.
Torenvalk	Arnhem	-	3	Trauma
Torenvalk	Egmond binnen	1-3-1999	2	Trauma
Torenvalk	Epe	8-5-2009	1	n.b.
Torenvalk	Gorssel	13-9-2013	2	n.b.
Torenvalk	Groesbeek	4-2-2000	n.b.	Trauma
Torenvalk	Pannerdsenwaard	21-8-2007	n.b.	Trauma
Torenvalk	Vorden	20-7-2013	3	n.b.
Torenvalk	Wadenoyen	5-11-2005	1	Trauma

n.b.: niet bekend.

Op de vogels is sectie uitgevoerd waarbij, wanneer mogelijk, een schatting van de leeftijd is uitgevoerd op basis van het verenkleed en oorzaak van overlijden. Van iedere vogels is de lever uitgeprepareerd en bewaard bij -20°C voor analyse.

3.1.2 Metingen

In de levermonsters zijn de volgende rodenticides geanalyseerd: warfarin, bromadiolone, difenacoum, flocoumafen en brodifacoum. Warfarin is een 1^e generatie AR, de andere zijn zogenaamde 2^e generatie anticoagulantia.

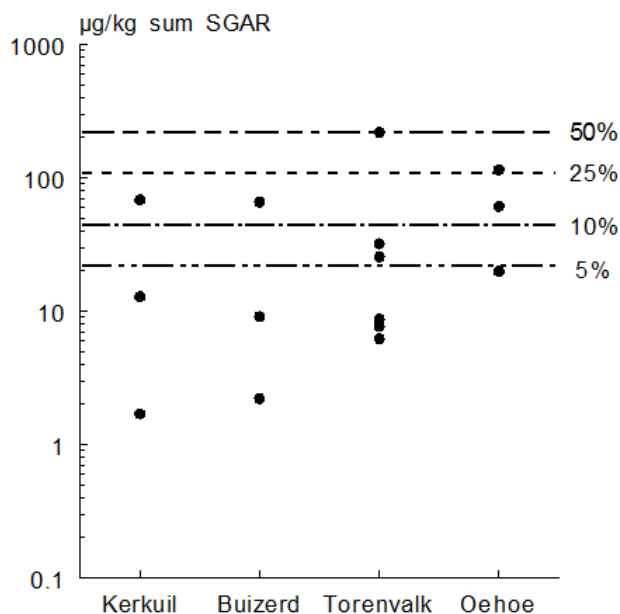
De analyses zijn uitgevoerd volgens een protocol gebaseerd op internationale gepubliceerde methodes (Adamowicz and Kala, 2009; Albert *et al.*, 2010; Dowding *et al.*, 2010). Een halve gram lever (afgewogen op 1 mg nauwkeurig) is samen met 5 gram Na₂SO₄ in vloeibare stikstof vermalen tot een fijn poeder. Dit is 15 minuten geschud met 7 ml acetonitril bij kamertemperatuur waarna het extract is gecentrifugeerd (2000 rpm, kamertemperatuur). Het supernatant is verzameld, en de schudextractie is 2 keer herhaald (met 5 ml acetonitril). Het totale supernatant is ingedampt tot 5 ml waarvan 2,5 ml in verdere analyse is genomen. Het extract wordt gezuiverd over SPE-C18 kolommetjes (geconditioneerd met 6 ml methanol). Het eluaat is drooggedampt en opgenomen in 1 ml acetonitril. De gezuiverde extracten zijn geanalyseerd met behulp van HPLC-MS/MS (Agilent 1200 gekoppeld aan massaspectrometer Agilent 6410 triple quadrupole). De detectiegrens per component is 10 µg/kg. Alle concentraties worden weergegeven als µg/kg vers gewicht lever.

3.2 Resultaten

In 15 van de 30 monsters zijn ARs aantoonbaar gebleken, 8 vogels bevatten één stof, 7 dieren twee ARs (Bijlage 1). Warfarin is in geen enkel monster aangetoond, dit middel is al enige tijd niet meer toegestaan. Brodifacoum is het meest aangetoond (12 van de 30 monsters), bromadiolone en difenacoum in vier monsters en flocoumafen in twee monsters. Geen enkele steenuil of ransuil in deze monster-set bevatte een ARs, daarentegen werden in alle drie de oehoe ARs gevonden. Voor de buizerd, kerkuil, en torenvalk zijn de percentages positieve monsters respectievelijk 43, 38 en 75%. Wanneer alleen die monsters worden meegenomen waarin ARs zijn aangetoond zijn de concentraties gemiddeld: buizerd 25,8 µg/kg; kerkuil: 27,5 µg/kg; oehoe: 65,3 µg/kg en torenvalk: 49,9 µg/kg. Alle soorten gecombineerd 43,7 µg/kg.

In Figuur 4 staan, van de 15 vogels waarin ARs aantoonbaar waren, de concentraties van de ARs gesommeerd. Aangezien het werkingsmechanisme van de verschillende stoffen vergelijkbaar is geeft de gesommeerde concentratie een goed beeld van de totale risico's. In deze Figuur zijn tevens risicogrenzen aangegeven (Thomas *et al.*, 2011). Als een concentratie boven de blauwe lijn van 5% ligt is het 5% waarschijnlijk dat de desbetreffende vogel klinische verschijnselen als bloeduitstortingen en interne bloedingen liet zien. Boven de groene lijn is de waarschijnlijkheid 10% en zo verder. Een groot deel van de concentraties is dermate hoog dat risico's op klinische verschijnselen aannemelijk zijn. Zeven van de 15 monsters liggen boven de drempelwaarde van 5% kans waarvan vijf monsters boven de 10% grens en één zelfs boven de 50%. Het aantonen van bloeduitstortingen en interne bloedingen is niet goed mogelijk in langdurig ingevroren organismen, vandaar dat er geen relatie gelegd kan worden tussen de concentraties aan ARs in de bekeken vogels en het voorkomen van effecten.

Dit onderzoek is opgezet om een eerste inzicht te geven in de blootstelling van roofvogels aan ARs. Het is op basis hiervan nog niet mogelijk een diepgaande analyse uit te voeren welke soorten de meeste kans maken op blootstelling, daarvoor is het aantal waarnemingen te gering. Wat wel opvalt is dat de drie oehoes ARs bevatten, terwijl de drie steenuilen geen van allen detecteerbare concentraties van ARs laten zien. Dit laatste is in tegenspraak met resultaten uit een Deens onderzoek waarin de steenuil juist één van de hoger belaste soorten was (Christensen *et al.*, 2012). In die studie werd een hogere blootstelling van roofvogels en uilen gekoppeld aan hun voorkomen in rurale gebieden; mogelijk dat de steenuilen van de huidige studie op wat meer afgelegen locaties hun territorium hadden (dit is niet vast te stellen aan de hand van de informatie van de vindplaats). Er is geen uitspraak te doen van veranderingen in de tijd, daarvoor zijn aanvullende waarnemingen nodig. Hetzelfde geldt voor het verkrijgen van inzicht in mogelijke regionale verschillen.



Figuur 3 Totaal concentraties van ARs in levers van verschillende soorten roofvogels (kerkuil, buizerd, torenvalk, oehoe). Alleen positieve monsters weergegeven. De concentraties met verschillende kansen op klinische verschijnselen (5, 10, 25 en 50%) zijn met verschillende lijnen weergegeven (Thomas *et al.*, 2011)

De prevalentie van ARs in de Nederlandse vogels van de huidige studie (50%) is vergelijkbaar met onderzoeken uit andere landen in Europa. In Schotland werden in 40,8-74,4% van de vogels ARs aangetroffen, afhankelijk van de soort (Hughes *et al.*, 2013). In Denemarken was het percentage besmette vogels hoger (Christensen *et al.*, 2012), terwijl dit in Noorwegen lager was dan in de huidige studie (Langford *et al.*, 2013). De concentraties in de huidige studie (1,7 – 2195 µg/kg vers gewicht) zijn ook in eenzelfde range als die in andere Europese studies aangaande rodenticides in roofvogels en uilen.

Het meest voorkomende werkzame middel in de huidige studie is brodifacoum (in 12 vogels) terwijl bromadiolon en difenacoum in 4 vogels voorkomen. Brodifacoum komt in alle soorten behalve steenuil en ransuil voor, bromadiolon alleen in torenvalk en difenacoum in buizerd, kerkuil, oehoe maar niet in torenvalk. Brodifacoum is toegelaten in vijf middelen, uitsluitend voor binnen-gebruik door professionals (www.CTGB.org, register toegelaten middelen). Het feit dat het toch in relatief veel vogels wordt gevonden kan een aanwijzing zijn dat de manier van toepassing risico's voor predatoren niet uitsluit. De oorzaak hiervan is niet duidelijk. Doordat de stof persistent is het mogelijk dat binnen besmette dieren buiten beschikbaar komen voor predatoren. Daarnaast kan er sprake zijn van oneigenlijk buitengebruik bijvoorbeeld in geval van open ruimtes die vrij toegankelijk zijn voor predatoren of niet-doelsoorten. Bromadiolon en difenacoum zijn voor meerdere toepassingen toegelaten, zowel professioneel als niet-professioneel. Er zijn geen vogels waarin zowel bromadiolon en difenacoum voorkomen, mogelijk dat deze stoffen binnen regio's niet samen worden gebruikt.

De totale concentraties aan ARs zijn in sommige monsters hoog genoeg om klinische verschijnselen te kunnen veroorzaken volgens de grenzen van uit het onderzoek van Thomas *et al.* (Thomas *et al.*, 2011). In Figuur 4 is zichtbaar dat voor een torenvalk, uit de buurt van Gorssel, de concentraties dermate hoog zijn dat er meer dan 50% kans was op effecten van de rodenticides. Hierbij dient te worden opgemerkt dat de geanalyseerde concentraties mogelijk een onderschatting zijn van de concentraties zoals deze in de vogels zijn geweest. Na blootstelling aan ARs lopen de concentraties in de tijd terug. Dus afhankelijk van de (onbekende) tijd tussen blootstelling aan ARs en het moment waarop de vogel dood ging, is het mogelijk dat concentraties direct na blootstelling hoger zijn. De

gebruikte risico grenzen zijn niet specifiek voor de soorten in dit rapport afgeleid en het gebruik hier is daarmee indicatief.

Wanneer alle kansen worden opgeteld, is de kans op klinische verschijnselen voor vogels waarin rodenticides aantoonbaar zijn gemiddeld 9,2%, in de totale populatie dan ongeveer 4%. Deze berekening is gebaseerd op een zeer gelimiteerde dataset en daarmee indicatief. Voor een diepgaandere risicoanalyse is aanvullende onderzoek nodig, met de mogelijkheid om in de post-mortem ook aandacht te besteden aan klinische verschijnselen (dit is moeilijk in dieren die lang ingevroren zijn geweest).

4 Conclusies en aanbevelingen

In 50% van Nederlands monsters zijn rodenticides aantoonbaar gebleken. Dit is vergelijkbaar met de situatie in andere Europese landen. Het feit dat deze rodenticides in roofvogels voorkomen maakt het aannemelijk dat ook niet-doelsoort knaagdieren aan de stoffen blootstaan. Uilen zijn geen aaseters en nemen alleen via levend gevangen prooi stoffen op. Een bredere screening van monsters van niet-doelsoorten kan hierin inzicht verschaffen. Gebaseerd op onderzoek in andere Europese landen is de bosmuis (*Apodemus sylvaticus*) een goede kandidaat. Naast roofvogels is het ook aannemelijk dat in Nederland, evenals in andere Europese landen, andere predatore zoogdieren, zoals kleine marterachtigen als de wezel (*Mustela nivalis*) en bunzing (*M. putorius*), blootstaan aan rodenticides.

De meest voorkomende werkzame stof in de huidige studie is brodifacoum, daarnaast komen ook bromadiolon, difenacoum en flocoumafen in de monsters voor, warfarin niet. Andere werkzame stoffen als chloorfacinon en difethialon zijn ook toegelaten voor gebruik in Nederland. Deze stoffen zijn niet geanalyseerd in de huidige monsters; het is echter aannemelijk dat ze ook aantoonbaar zijn in monsters van niet-doelsoorten en roofdieren/vogels. Opmerkelijk is dat brodifacoum de meest voorkomende werkzame stof is in de roofvogels en uilen, ondanks het feit dat deze stof niet is toegelaten voor buitengebruik. Op basis van de gelimiteerde dataset en risicogrenzen die voor andere soorten zijn afgeleid, zijn er indicaties dat mogelijk 4% van de totale roofvogel populatie klinische verschijnselen ondervindt van de blootstelling aan de onderzochte rodenticides.

Om beter inzicht te krijgen in het voorkomen van anticoagulantia rodenticides in niet-doelsoorten en predatoren en de hiermee geassocieerde risico's is het nodig aanvullend onderzoek te doen met de volgende doelstellingen:

1. Bredere screening in niet-doelsoort knaagdieren, predatore zoogdieren en roofvogels. Hierin dienen alle toegelaten anticoagulantia rodenticides te worden geanalyseerd.
2. Vaststellen van effectiviteit van manier van toepassing van rodenticides op het voorkomen van risico's voor niet-doelsoorten en roofdieren/vogels (bijvoorbeeld binnen gebruik).
3. Vaststellen van ruimtelijke verspreiding van rodenticides door kleine zoogdieren, na toepassing van de rodenticides onder Nederlands omstandigheden.

Literatuur

- Adamowicz, P., Kala, M., 2009. LC-MS and LC-MS/MS determination of six anticoagulant rodenticides in blood. *Problems of Forensic Sciences* LXXVII, 53-63.
- Albert, C.A., Wilson, L.K., Mineau, P., Trudeau, S., Elliott, J.E., 2010. Anticoagulant Rodenticides in Three Owl Species from Western Canada, 1988-2003. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology* 58, 451-459.
- Berny, P.J., Buronfosse, T., Buronfosse, F., Lamarque, F., Lorgue, G., 1997. Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. *Chemosphere* 35, 1817-1829.
- Brakes, C.R., Smith, R.H., 2005. Exposure of non-target small mammals to rodenticides: short-term effects, recovery and implications for secondary poisoning. *Journal of Applied Ecology* 42, 118-128.
- Buckle, A., 2013. Anticoagulant resistance in the United Kingdom and a new guideline for the management of resistant infestations of Norway rats (*Rattus norvegicus* Berk.). *Pest Management Science* 69, 334-341.
- Christensen, T.K., Lassen, P., Elmeros, M., 2012. High Exposure Rates of Anticoagulant Rodenticides in Predatory Bird Species in Intensively Managed Landscapes in Denmark. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63, 437-444.
- Coeurdassier, M., Poirson, C., Paul, J.P., Rieffel, D., Michelat, D., Reymond, D., Legay, P., Giraudoux, P., Scheifler, R., 2012. The diet of migrant Red Kites *Milvus milvus* during a Water Vole *Arvicola terrestris* outbreak in eastern France and the associated risk of secondary poisoning by the rodenticide bromadiolone. *Ibis* 154, 136-146.
- Dowding, C.V., Shore, R.F., Worgan, A., Baker, P.J., Harris, S., 2010. Accumulation of anticoagulant rodenticides in a non-target insectivore, the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Environmental Pollution* 158, 161-166.
- Eason, C.T., Spurr, E.B., 1995. Review of the toxicity and impacts of brodifacoum on non-target wildlife in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 22, 371-379.
- Eason, C.T., Wright, G.R., Batcheler, D., 1996. Anticoagulant effects and the persistence of brodifacoum in possums (*Trichosurus vulpecula*). *New Zealand Journal of Agricultural Research* 39, 397-400.
- Elliott, J.E., Hindmarch, S., Albert, C.A., Emery, J., Mineau, P., Maisonneuve, F., 2013. Exposure pathways of anticoagulant rodenticides to nontarget wildlife. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1-12.
- Elmeros, M., Christensen, T.K., Lassen, P., 2011. Concentrations of anticoagulant rodenticides in stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis* from Denmark. *Science of the Total Environment* 409, 2373-2378.
- EPA, 2004. Potential Risks of Nine Rodenticides to Birds and Nontarget Mammals: a Comparative Approach. EPA, Office of Pesticides Programs Environmental Fate and Effects Division, Washington, USA, 230.
- Fournier-Chambrillon, C., Berny, P.J., Coiffier, O., Barbedienne, P., Dasse, B., Delas, G., Galineau, H., Mazet, A., Pouzenc, P., Rosoux, R., Fournier, P., 2004. Evidence of secondary poisoning of free-ranging riparian mustelids by anticoagulant rodenticides in France: Implications for conservation of European mink (*Mustela lutreola*). *Journal of Wildlife Diseases* 40, 688-695.
- Giraudoux, P., Tremollières, C., Barbier, B., Defaut, R., Rieffel, D., Bernard, N., Lucota, E., Berny, P., 2006. Persistence of bromadiolone anticoagulant rodenticide in *Arvicola terrestris* populations after field control. *Environmental Research* 102, 291-298.
- Hoare, J.M., Hare, K.M., 2006. The impact of brodifacoum on non-target wildlife: gaps in knowledge. *New Zealand Journal of Ecology* 30, 157-167.
- Howald, G.R., Mineau, P., Elliott, J.E., Cheng, K.M., 1999. Brodifacoum poisoning of avian scavengers during rat control on a seabird colony. *Ecotoxicology* 8, 431-447.
- Huckle, K.R., Hutson, D.H., Warburton, P.A., 1988. Elimination and Accumulation of the Rodenticide Flocoumafen in Rats Following Repeated Oral Administration. *Xenobiotica* 18, 1465-1480.

- Hughes, J., Sharp, E., Taylor, M.J., Melton, L., Hartley, G., 2013. Monitoring agricultural rodenticide use and secondary exposure of raptors in Scotland. *Ecotoxicology* 22, 974-984.
- Langford, K.H., Reid, M., Thomas, K.V., 2013. The occurrence of second generation anticoagulant rodenticides in non-target raptor species in Norway. *Science of the Total Environment* 450-451, 205-208.
- McDonald, R.A., Harris, S., Turnbull, G., Brown, P., Fletcher, M., 1998. Anticoagulant rodenticides in stoats (*Mustela erminea*) and weasels (*Mustela nivalis*) in England. *Environmental Pollution* 103, 17-23.
- Newton, I., Wyllie, I., Dale, L., 1997. Mortality causes in British barn owls (*Tyto alba*), based on 1,101 carcasses examined during 1963-1996. U S Forest Service General Technical Report NC 190, 299-307.
- Pelz, H.-J., 2007. Spread of resistance to anticoagulant rodenticides in Germany. *International Journal of Pest Management* 53, 299-302.
- Rattner, B., Horak, K., Lazarus, R., Eisenreich, K., Meteyer, C., Volker, S., Campton, C., Eisemann, J., Johnston, J., 2012. Assessment of toxicity and potential risk of the anticoagulant rodenticide diphacinone using Eastern screech-owls (*Megascops asio*). *Ecotoxicology* 21, 832-846.
- Rattner, B.A., Horak, K.E., Warner, S.E., Day, D.D., Meteyer, C.U., Volker, S.F., Eisemann, J.D., Johnston, J.J., 2011. Acute toxicity, histopathology, and coagulopathy in American kestrels (*Falco sparverius*) following administration of the rodenticide diphacinone. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 1213-1222.
- 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. *Environmental Science & Technology* 48, 8433-8445.
- Sage, M., Caeurdassier, M., Defaut, R., Gimbert, F., Berny, P., Giraudoux, P., 2008. Kinetics of bromadiolone in rodent populations and implications for predators after field control of the water vole, *Arvicola terrestris*. *Science of the Total Environment* 407, 211-222.
- Sánchez-Barbudo, I.S., Camarero, P.R., Mateo, R., 2012. Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain. *Science of the Total Environment* 420, 280-288.
- Shilova, S.A., Tchabovsky, A.V., 2009. Population response of rodents to control with rodenticides. *Current Zoology* 55, 81-91.
- Shore, R.F., Birks, J.D.S., Afsar, A., Wienburg, C.L., Kitchener, A.C., 2003. Spatial and temporal analysis of second-generation anticoagulant rodenticide residues in polecats (*Mustela putorius*) from throughout their range in Britain, 1992-1999. *Environmental Pollution* 122, 183-193.
- Shore, R.F., Birks, J.D.S., Freestone, P., 1999. Exposure of non-target vertebrates to second-generation rodenticides in Britain, with particular reference to the polecat *Mustela putorius*. *New Zealand Journal of Ecology* 23, 199-206.
- Thijssen, H.H.W., 1995. Warfarin-based rodenticides: Mode of action and mechanism of resistance. *Pesticide Science* 43, 73-78.
- Thomas, P.J., Mineau, P., Shore, R.F., Champoux, L., Martin, P.A., Wilson, L.K., Fitzgerald, G., Elliott, J.E., 2011. Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: Probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada. *Environment International* 37, 914-920.
- Tosh, D.G., McDonald, R.A., Bearhop, S., Llewellyn, N.R., Montgomery, W.I., Shore, R.F., 2012. Rodenticide exposure in wood mouse and house mouse populations on farms and potential secondary risk to predators. *Ecotoxicology* 21, 1325-1332.
- Tosh, D.G., McDonald, R.A., Bearhop, S., Llewellyn, N.R., Fee, S., Sharp, E., Barnett, E.A., Shore, R.F., 2011a. Does small mammal prey guild affect the exposure of predators to anticoagulant rodenticides? *Environmental Pollution* 159, 3106-3112.
- Tosh, D.G., Shore, R.F., Jess, S., Withers, A., Bearhop, S., Montgomery, W.I., McDonald, R.A., 2011b. User behaviour, best practice and the risks of non-target exposure associated with anticoagulant rodenticide use. *Journal of Environmental Management* 92, 1503-1508.
- van der Lee, T.A.J., van Gent - Pelzer, M.P.E., Schilder, H., Huis in 't Veld, J.W.H., Meerburg, B.G., 2013. Onderzoek naar de resistentie van de bruine rat in Nederland - 2012. Wageningen UR Livestock Research, Wageningen, the Netherlands, 21.
- Vein, J., Vey, D., Fourel, I., Berny, P., 2013. Bioaccumulation of chlorophacinone in strains of rats resistant to anticoagulants. *Pest Management Science* 69, 397-402.

-
- Vyas, N.B., Rattner, B.A., 2012. Critique on the Use of the Standardized Avian Acute Oral Toxicity Test for First Generation Anticoagulant Rodenticides. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 18, 1069-1077.
- Walker, L.A., Turk, A., Long, S.M., Wienburg, C.L., Best, J., Shore, R.F., 2008. Second generation anticoagulant rodenticides in tawny owls (*Strix aluco*) from Great Britain. *Science of the Total Environment* 392, 93-98.

Bijlage 1 Concentraties ARs in individuele monsters (µg/g vers)

Monstercode	Soort	Bromadiolon	Difenacoum	Flocoumafen	Brodifacoum	Totaal ARs	# ARs aantoonbaar
13/138	Buizerd	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
13/139	Buizerd	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
13/140	Buizerd	< d.l.	< d.l.	< d.l.	66,0	66,0	1
13/141	Buizerd	< d.l.	7,2	< d.l.	2,0	9,1	2
13/142	Buizerd	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
13/164	Buizerd	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
13/166	Buizerd	< d.l.	< d.l.	< d.l.	2,2	2,2	1
07/115	Kerkuil	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
07/116	Kerkuil	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
07/122	Kerkuil	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
07/123	Kerkuil	< d.l.	< d.l.	< d.l.	1,7	1,7	1
13/137	Kerkuil	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
13/146	Kerkuil	< d.l.	< d.l.	< d.l.	68,1	68,1	1
13/148	Kerkuil	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
13/165	Kerkuil	< d.l.	2,2	10,6	< d.l.	12,8	2
13/149	Oehoe	< d.l.	< d.l.	83,2	31,7	115,0	2
13/150	Oehoe	< d.l.	11,7	< d.l.	8,1	19,8	2
13/151	Oehoe	< d.l.	43,5	< d.l.	17,6	61,1	2
13/135	Ransuil	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
13/136	Steenuil	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
13/143	Steenuil	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
13/144	Steenuil	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
07/141	Torenvalk	25,5	< d.l.	< d.l.	< d.l.	25,5	1
07/143	Torenvalk	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
07/145	Torenvalk	< d.l.	< d.l.	< d.l.	8,7	8,7	1
07/146	Torenvalk	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		0
07/149	Torenvalk	< d.l.	< d.l.	< d.l.	7,7	7,7	1
13/134	Torenvalk	3,4	< d.l.	< d.l.	2,8	6,2	2
13/145	Torenvalk	32,0	< d.l.	< d.l.	< d.l.	32,0	1
13/147	Torenvalk	121,0	< d.l.	< d.l.	98,5	219,5	2
% vogels		13,3%	13,3%	6,7%	40,0%	50,0%	

< d.l.: concentratie lager dan detectielimiet (10 ng/g vers gewicht).

Alterra Wageningen UR
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
www.wageningenUR.nl/alterra

Alterra-rapport 2589
ISSN 1566-7197



Alterra Wageningen UR is hét kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

De missie van Wageningen UR (University & Research centre) is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen 9 gespecialiseerde onderzoeksinstituten van stichting DLO en Wageningen University hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.000 medewerkers en 9.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Alterra Wageningen UR
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 317 48 07 00
www.wageningenUR.nl/alterra

Alterra-rapport 2589
ISSN 1566-7197

Alterra Wageningen UR is hét kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

De missie van Wageningen UR (University & Research centre) is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen 9 gespecialiseerde onderzoeksinstituten van stichting DLO en Wageningen University hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.000 medewerkers en 9.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

