

Technische rapportage "objectbescherming en de aanvullende analyse van ontwikkelingen in de proefuurhokken"

A&W-rapport 2462



in opdracht van



**UNIE VAN
WATERSCHAPPEN**

Technische rapportage "objectbescherming en de aanvullende analyse van ontwikkelingen in de proefuurhokken"

A&W-rapport 2462

D. Bos
M. Tuijl
E.E. van Loon

Foto Voorplaat

Graverij in de oever van het Veendiep, Marc Rothengatter

D. Bos, M. Tuijl, E.E. van Loon 2018

Technische rapportage "objectbescherming en analyse van ontwikkelingen in de proefuurhokken". A&W-rapport 2462

Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden

Opdrachtgever**Unie van Waterschappen**

Postbus 93218

2596 AA Den Haag

Telefoon 070 35 19 751

Uitvoerders**Altenburg & Wymenga
ecologisch onderzoek bv**

Suderwei 2

9269 TZ Feanwâlden

Telefoon 0511 47 47 64

info@altwym.nl

www.altwym.nl

Universiteit van Amsterdam

Postbus 19268

1000 GG Amsterdam

Telefoon 020 52 51 400

www.uva.nl

© Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv. Overname van gegevens uit dit rapport is toegestaan met bronvermelding.

Projectnummer

2799MRA

Projectleider

D. Bos

Status

Eindrapport

Autorisatie

Goedgekeurd

Paraaf

J. Latour

Datum

17-07-2018

Kwaliteitscontrole

E. Klop

Inhoud

1	Introductie	1
2	Objectbescherming	2
2.1	Inleiding	2
2.2	Doel	3
2.3	Verwachtingen	3
2.4	Beschrijving van werkzaamheden en metingen	4
2.5	Inzet van arbeid	8
2.6	Ontwikkeling van aantallen muskusratten (levend vangen)	9
2.7	Verplaatsingen van levend gevangen muskusratten	12
2.8	Ontwikkeling van aantallen muskusratten (dood vangen)	15
2.9	Leeftijd van doodgevangen dieren in Dinteloord	22
2.10	Burgermeldingen: meldingen van waargenomen muskusratten door derden;	23
2.11	Schade, binnen het proefgebied.	26
2.12	Publieke acceptatie	29
2.13	Discussie	30
3	Aanvullende analyse op de veldproef	32
3.1	Inleiding	32
3.2	Methoden	32
3.3	Resultaten	35
3.4	Discussie	38
4	Literatuur	41
	<i>Bijlage 1 Experimental evidence for the effectiveness of controlling muskrat (Ondatra zibethicus L.) populations by trapping</i>	43
	<i>Bijlage 2 Kenmerken per gebied</i>	65

Dankwoord

Bij het uitvoeren van de veldproef en de proef objectbescherming hebben we veel hulp gehad van bestrijders en andere staf van de Unie van Waterschappen. Met name Jeroen van Heijst, Wim van de Voort, Kees Kristallijn, Michael Baars, Herman Vierhouten, Herman Schuurman, Peter Blanker en Fokke Jonkman willen we hier noemen omdat zij in de objectbeschermingsgebieden voortdurend actief en aanspreekbaar waren. Dolf Moerkens en Ruud Kleinman willen we noemen als representant van al die andere stafleden die op de achtergrond actief zijn geweest in het coördineren en communiceren. Het werk van meerdere studenten heeft bijgedragen aan wat we hebben kunnen leren. We bedanken bijvoorbeeld Chris Driessen, Cynthia de Jong, Britt van Mourik, Martine Visschers, Guus van der Venne, Jelte Hermans, Eva Dijkstra, Martijn Struijff en Rick Heeres. Veel werk is verzet door de Zoogdiervereniging, Sil Westra, Maurice La Haye en Hans Hollander. Het was heel plezierig om de kritische blik in de rug te voelen van Femmie Smit (Dierenbescherming), Ron Ydenberg en collega's bij A&W: Erik Klop, Ronald de Jong, Joris Latour en Eddy Wymenga.

1 **Introductie**

Vanuit de waterschappen/bestrijdingsorganisaties en dierenwelzijnsorganisaties is het wenselijk om inzicht te krijgen in de ontwikkelingen van populaties muskusratten onder verschillende scenario's van beheer. De Unie van Waterschappen (UvW) heeft daarom een veldproef uitgevoerd waarin op praktisch vlak kennis over de populatieontwikkeling is verzameld bij verschillende wijzen van bestrijden. Dit onderzoeksprogramma is door een samenwerkingsverband van Altenburg & Wymenga en partners uitgevoerd; de eerste resultaten zijn beschreven in een samenvattende tussenrapportage (Bos et al. 2016a) en een aantal achtergrondstudies (Bos et al. 2016b; Bos et al. 2017; van Loon et al. 2017). Een synthese van de eindresultaten is inmiddels ook geschreven (Bos and van Loon 2018), en daartoe zijn ook de nog lopende onderdelen van de veldproef uitgewerkt, en in samenhang met de eerdere resultaten zijn geanalyseerd. Hiervan wordt in deze rapportage verslag gelegd.

Uit te werken onderdelen

Voor de afronding van de veldproef en de nog lopende onderdelen worden de volgende aanvullingen op de reeds beschreven resultaten wenselijk geacht:

1. Analyse en rapportage van de proef over de objectbescherming. Deze proef is niet in de tussenrapportage gekomen omdat de resultaten van het veldwerk pas na maart 2017 beschikbaar kwamen.
2. Het verwerken van gegevens van de veldproef die nog in 2016/2017 verzameld zijn in de proefuurhokken, en het uitvoeren van afrondende (statistische) analyses.

Om de bovengenoemde twee onderdelen van de veldproef af te kunnen ronden is onderhavige aanvullende rapportage gemaakt bij hetgeen in 2016 als tussenrapportage is opgeleverd (Bos et al. 2016, deel II). De nieuwe gegevens en analyse resultaten vanuit het onderdeel objectbescherming en de aanvullende analyse van ontwikkelingen in de proefuurhokken, tot en met eind 2017, worden hierin als aanvullende technische rapportage toegankelijk gemaakt.

Leeswijzer

Het rapport omvat de verslaglegging van objectbescherming in Dinteloord en Lelystad (hoofdstuk 2). In dit hoofdstuk twee wordt gebruik gemaakt van resultaten waarover al is gerapporteerd in enkele waardevolle studentenverslagen (Heeres and Struijf 2016; Dijkstra and Hermans 2017; Miller et al. 2018). De resultaten met betrekking tot levend vangen en merken zijn gebaseerd op veldwerk door de Unie van Waterschappen, dat gedurende de veldproef eerst door de Zoogdiervereniging en later door A&W werd gecoördineerd.

In hoofdstuk drie wordt de aanvullende analyse op de vangsten ná veldproef gepresenteerd.

2 Objectbescherming

2.1 Inleiding

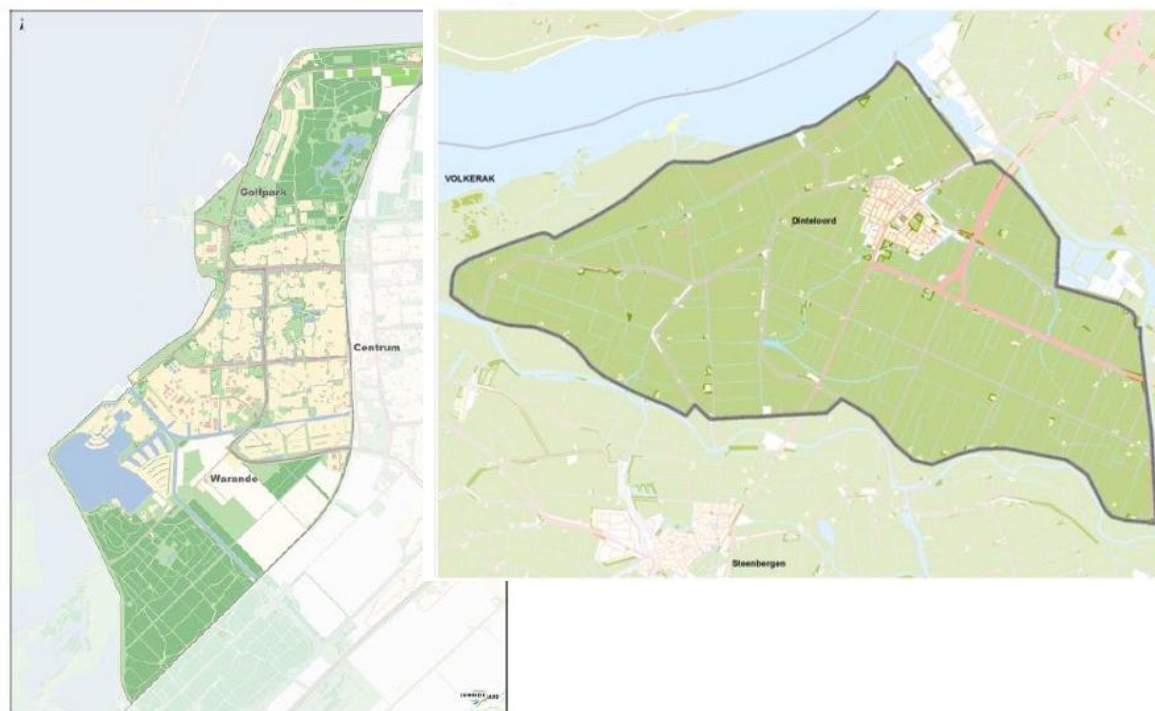
In 2013 is de landelijke veldproef muskusratten gestart. In de veldproef worden verschillende bestrijdingsstrategieën onderzocht. Dit hoofdstuk gaat over de variant objectbescherming. Objectbescherming wordt ook wel objectbestrijding genoemd.

Het onderdeel objectbescherming is een jaar later gestart dan de rest van de veldproef om het onderdeel meer gedegen te kunnen voorbereiden. Aan objectbescherming kleefden namelijk veel gevoeligheden. Ten dele kunnen misverstanden daar een rol bij hebben gespeeld omdat deze bestrijdingsvariant het verst af staat van de huidige praktijk, ten dele komt dit omdat verschillende partijen rondom de veldproef verschillende verwachtingen en belangen hadden. Bij de proef objectbescherming beperkt de bestrijding zich tot objecten zoals bijvoorbeeld kades, dijken en spoordijken.

Gedurende 2013 zijn de criteria opgesteld waar het proefgebied objectbescherming aan moet voldoen. Vanuit verschillende bestrijdingsorganisaties zijn mogelijke proefgebieden ingediend. Na toetsing op deze criteria zijn de gebieden Dinteloord en Lelystad geselecteerd (zie figuur 2.1 A en B). In bijlage 2 zijn de relevante kenmerken per gebied opgesomd.

- Het proefgebied in Lelystad omvat een areaal stedelijk gebied, een golfbaan en het overgangsgebied naar de Oostvaardersplassen. Het gebied ligt westelijk van de spoorlijn Almere-Lelystad-Kampen, met belangrijke objecten als de Oostvaardersdijk, de IJsselmeerdijk, de Knardijk, de keringen rond het Bovenwater en het gemaal bij de Zuigerplas. De spoorlijn Almere-Lelystad-Kampen ligt net buiten het proefgebied.
- Het proefgebied rond Dinteloord wordt gekenmerkt als een landbouwpolder met daarin de plaats Dinteloord. De polder wordt omsloten door het Volkerak, de Dintel, het Mark-Vlietkanaal en de Steenbergse Vliet. Het proefgebied wordt begrenst door de waterkeringen die binnen deze wateren zijn gelegen. Kwetsbare objecten zijn de bebouwde kom van Dinteloord en de aanwezige keringen.

Om de proef kans van slagen te geven is ze gedetailleerd voorbereid. De Unie van Waterschappen heeft hiertoe, met behulp van externe ondersteuning, een projectplan opgesteld (Groenbos and Moerkens 2014). Het was een randvoorwaarde bij de proef dat de veiligheid binnen de proefgebieden gegarandeerd werd.



Figuur 2.1 A en B. De objectbeschermingsgebieden Lelystad (links) en Dinteloord (rechts). In bijlage figuur b.1 is een overzichtskaartje gegeven.

Tevoren zijn de risico's in kaart gebracht. Binnen de betrokken waterschappen is vervolgens getracht de risico's zoveel mogelijk weg te nemen. Hierover is door de waterschappen gecommuniceerd met de betrokkenen in het gebied. De waterschappen hebben onderling afgesproken solidair te zijn in het opvangen van eventuele onverwachte kosten die met de proef samenhangen. Er is een nadeelcompensatie regeling voor ingelanden ingesteld (details in Groenbos & Moerkens 2014).

2.2 Doel

De proef met objectbescherming is - zoals hierboven benoemd- een onderdeel van de landelijke veldproef muskusratten, een grootschalig wetenschappelijk onderzoek naar de meest effectieve wijze om waterstaatswerken te beschermen tegen graafschade van muskusratten. De doelen van de veldproef als geheel zijn gegeven in Bos et al. (2012; 2018). De proef met objectbescherming moet praktijkervaring en objectieve gegevens opleveren om de discussie te kunnen voeren of deze strategie effectief en gewenst is (Groenbos and Moerkens 2014).

2.3 Verwachtingen

De verwachtingen (hypotheses) voor het onderdeel objectbescherming waren dat objectbescherming in de proefgebieden zal leiden tot:

- Een verminderde inzet van bestrijdingsvelden per km oeverlengte in het gebied met objectbescherming, (maar tijdens de proef wel intensievere monitoring om schade in een vroeg stadium te ontdekken);
- Een verschil in ontwikkeling van aantallen muskusratten;

- Een verschil in de ontwikkeling van aantallen vangsten per km;
- Een verschil in het aantal meldingen van waargenomen muskusratten door derden;
- Een verschil in ontwikkeling van graverij in oevers buiten de beschermde objecten;
- Een verminderde publieke acceptatie onder invloed van vermeende en daadwerkelijke ontwikkelingen in populatie en schade.

2.4 Beschrijving van werkzaamheden en metingen

Inzet van bestrijding

Objectbescherming staat in deze proef voor het stoppen met bestrijding in de proefgebieden van Dinteloord en Lelystad. Om de veiligheid van het omliggende gebied te garanderen is onder andere een kordon van vangmiddelen rondom de gebieden aangelegd, gebaseerd op de ervaringen in de Oostvaardersplassen (OVP, geen bestrijding in het moerasdeel sinds 2006 (van Eerde 2006)). De inspectie van de belangrijke kades en objecten in de objectbeschermingsgebieden is geïntensiveerd.

De proef objectbescherming is officieel op 1 april 2014 gestart. In de aanloop ernaartoe is er echter alleen verminderde inzet van bestrijding in de gebieden geweest. Bestrijding is vervolgens achterwege gelaten tot 20 maart 2017, waarna met veel inzet van mensen een 'opruimingsactie' is uitgevoerd.

De registratie van velduren en vangsten is op de standaard manier in vangstregistratie vastgelegd. Extra inspanning voor monitoring en extra inspecties zijn apart geregistreerd.

Schadebepalingen

Vooraf is een uitgebreide inventarisatie van aanwezige schades en sporen gemaakt. Ieder jaar, tot en met voorjaar 2017 is deze inventarisatie herhaald. Hierbij zijn alle oevers en kades langsgelopen en zijn belangrijke schadegevallen vastgelegd en gefotografeerd. Het lag in de bedoeling om hier het protocol bij te volgen zoals dat landelijk in de veldproef werd gebruikt, maar in de praktijk is dat niet overal of ieder jaar systematisch gebeurd.

Levend vangen, merken en terugvangen

Inzicht in de populatieontwikkeling is verkregen door de methode van 'Merken en Terugvangen' (MTV; Otis et al. 1978) in de objectbeschermingsgebieden en referentie gebieden in bestreden gebied. De MTV-rondes werden op een gestandaardiseerde wijze uitgevoerd met 40 levend vangkooien. Vallen werden langs de waterkanten geplaatst op drijvende vloten of direct op de oever. De locaties van de vallen waren vooraf geselecteerd en zijn gegeven in figuur 2.2. De MTV vangweken waren 2 maal per jaar, een ronde in het voorjaar, in april, direct na de lente-migratie en een tweede ronde in september net voor de herfstmigratie. De methodiek lag vast in een protocol (Westra and Meijer 2013) en er is gewerkt met de juiste ontheffingen in het kader van de Wet op de Dierproeven (DEC-protocol VZZ 12.04 en AVD2280020172844). Nadere details zijn beschreven in bijlage 1.

In het programma MARK (White & Burnham 1999) zijn de gegevens van de individueel gemerkte dieren geanalyseerd. Berekeningen hadden plaats in R (R Core Team 2017) met een interface RMark (Laake 2013) en zijn uitgevoerd door Rosemarie Kentie.

De levende vangstaantallen zelf zijn omgerekend naar een index van muskusrat aanwezigheid door de som van de levende vangsten per sessie te delen op het aantal valnachten (= aantal vallen * aantal vangnachten).

De absolute muskusrataantallen zelf tenslotte, op het moment van het beëindigen van de proef objectbescherming, zijn berekend door het dood gevangen aantal dieren in maart, april en mei 2017 te vermenigvuldigen met de verhouding gemerkte doodgevangen dieren t.o.v. van het aantal levend gemerkte dieren dat naar alle waarschijnlijkheid aanwezig was op 20 maart 2017¹. Ter vergelijking hebben we een tweede schatting gemaakt van de absolute aantallen met behulp van de grafische methode van DeLury (in Doude van Troostwijk 1977). Volgens deze methode kan een populatieschatting in de lente worden verkregen uit de dode vangsten in de maanden maart, april en mei. Hiertoe zijn de maandelijkse vangsten in deze maanden van het jaar 2017 uitgezet tegen het cumulatieve aantal dat in de voorgaande maanden van dat jaar is gevangen. De populatieschatting is het snijpunt van de ge extrapoleerde lijn door de punten met de x-as.

Verder zijn er bepalingen gedaan aan verplaatsingen (dispersie en terreingebruik), door het registreren van de teruggevangen dieren met een merk en door gebruik te maken van radiozenders en ontvangers. In Lelystad zijn hiertoe 31 muskusratten levend gevangen en voorzien van een implantaat zender in 2014 en 2015 (de Jong and van Mourik 2014; Driessen 2014; van de Venne 2015; Heeres and Struijf 2016). Ten dele zijn hiervoor extra vanglocaties uitgezocht (zie figuur 2.2A). De zenders werden door een professionele wildlife dierenarts ingebracht in de veterinaire praktijk van 'Natuurpark Lelystad'. Microtes Wildlife Engineering was de leverancier van de zenders.

Muskusratten met een zender werden één of twee keer per week opgezocht. De periode van volgen was sterk uiteenlopend, van 10 dagen tot enkele maanden. In 2015 is de locatie van door muskusratten gebruikte holen zo nauwkeurig mogelijk in kaart gebracht (n=17), waarbij ook het type oever (natuurlijk of kunstmatig) is genoteerd (Heeres and Struijf 2016).

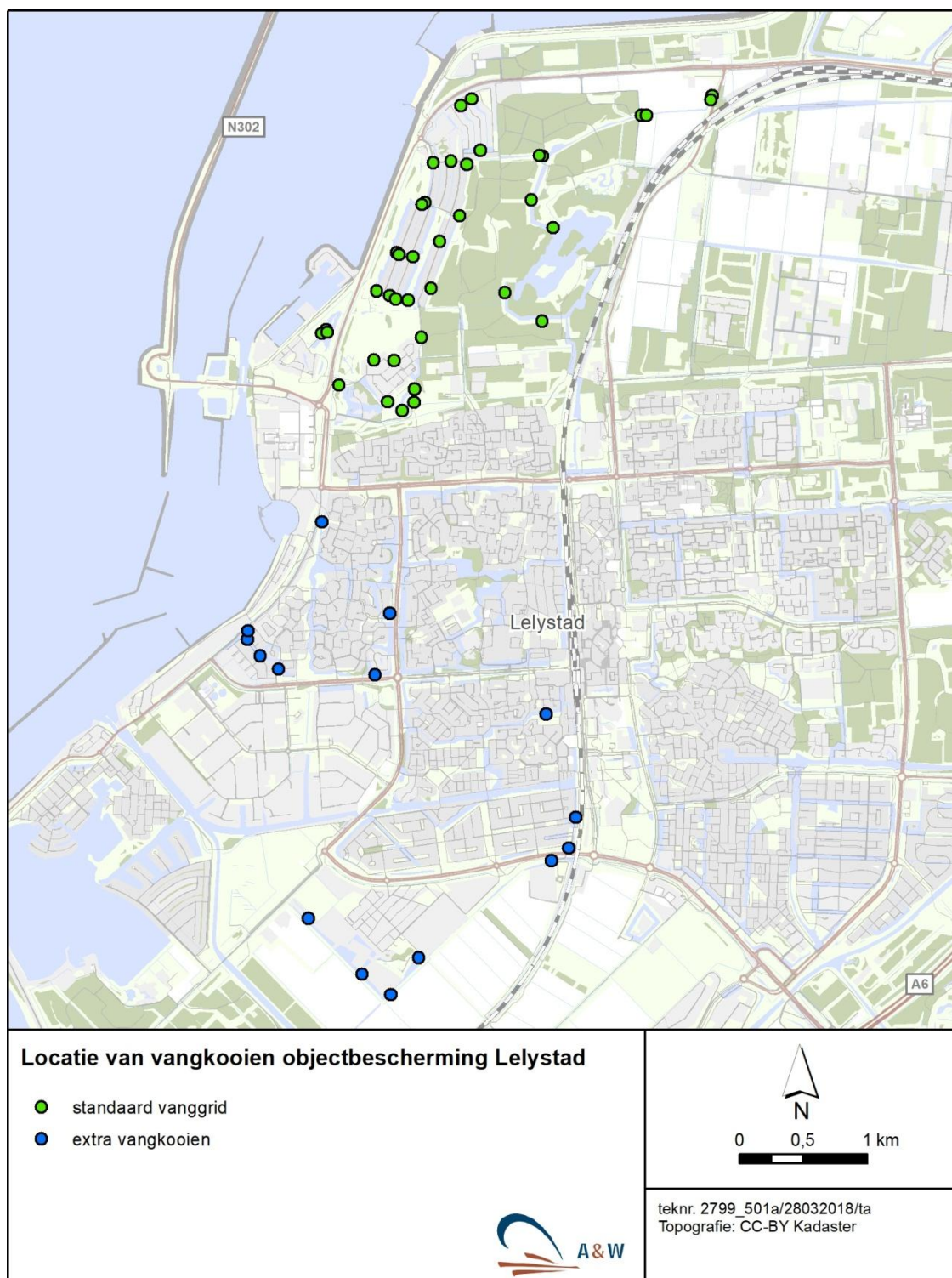
Meldingen en overige publieke waarnemingen

Meldingen van burgers van schade of een zichtwaarneming, die gemaakt zijn per telefoon of email, zijn geregistreerd met bijbehorende datum. De meldingen werden ten dele opgeroepen door momenten van persaandacht of actieve communicatie vanuit het Waterschap. Bijgehouden is daarom wanneer er bewonersavonden zijn georganiseerd, of flyers zijn uitgedeeld.

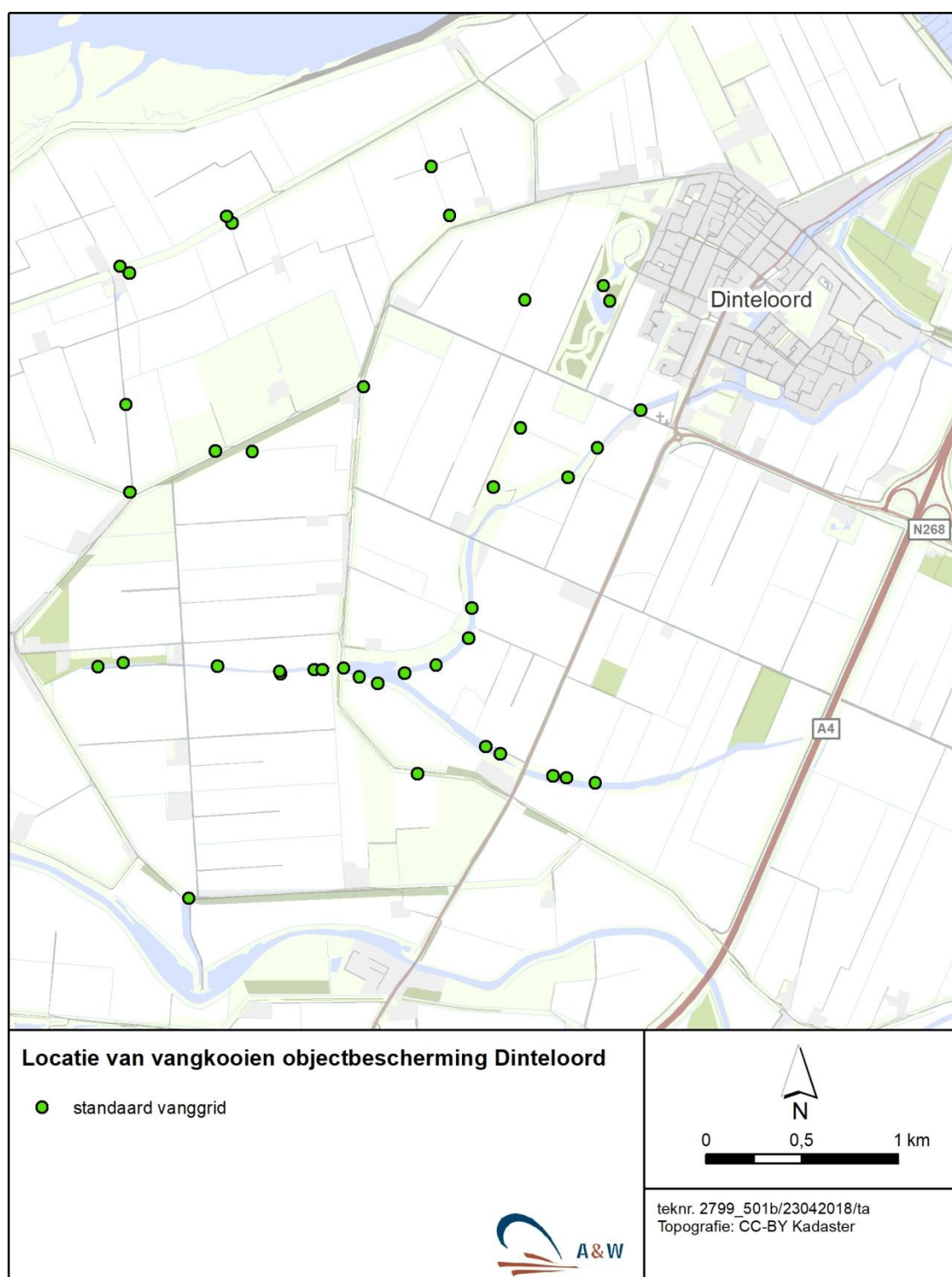
Bij de voorlichting was aandacht voor de context van de proef met objectbescherming, de reden en de werkwijze. Aangegeven werd dat heel het proefgebied jaarlijks op schadebeelden zou worden geïnventariseerd. Ook is aangegeven hoe de afhandeling van burgermeldingen plaats zou vinden.

Vaak is gecontroleerd of een melding door een burger terecht was, omdat er soms misverstanden bestaan met de identificatie. De muskusrat wordt door een leek soms verward met bruine ratten etc. Bij vermoeden van muskusrattenschade in de tuin, is er altijd een muskusrattenbeheerder komen controleren.

¹ Berekend als het aantal levend gemerkte dieren in de sessie van maart 2017 plus de aantallen levend gemerkte dieren in de twee voorgaande sessies vermenigvuldigd met de halfjaarlijkse, respectievelijk de jaarlijkse, overlevingskans.



Figuur 2.2A. Locaties van levend vangende vangmiddelen ten behoeve van het levend vangen en merken en het zenderonderzoek (extra vangkooien) in Lelystad.



Figuur 2.2 B. Locaties van levend vangende vangmiddelen ten behoeve van het levend vangen en merken in Dinteloord.

Publieke acceptatie

Om te onderzoeken hoe de bewoners van het stedelijk gebied in Lelystad de veldproef hebben ervaren, hebben twee masterstudenten aan de UvA een enquête afgenomen bij bewoners van Lelystad. De kern van het onderzoek was om het effect vast te stellen van de "proef objectbescherming" op de hoeveelheid schade en overlast door muskusratten voor de bewoners. De enquête is afgenomen bij 35 bewoners (leeftijd 25 - 80 jaar; beide geslachten). De deelnemers werden verworven in drie verschillende gebieden in Lelystad.

De eerste groep werd geïnterviewd in de wijk rond de Albatroslaan. De tweede groep werd benaderd tijdens een informatieavond over muskusratten op 16 maart, 2017 in Lelystad. De laatste groep werd geïnterviewd rond station Lelystad Centrum. De enquête bevatte vragen met betrekking tot ervaren overlast en schade door muskusratten. De vragen werden altijd zodanig gesteld dat de uitkomst niet werd geïmpliceerd. Er werd ook gevraagd naar de woonlocatie van bewoners (wel of niet aan het water) en of ze op de hoogte waren van de veldproef, omdat dit beide invloed zou kunnen hebben op de eventuele overlast die ze hadden ervaren. Over de studie is in meer detail gerapporteerd in Dijkstra & Hermans (2017).

In de analyse werd het percentage van mensen bepaald die meer overlast door muskusratten had ervaren tijdens de veldproef vergeleken met de periode ervoor. Dit percentage werd ook vergeleken tussen bewoners die aan het water wonen en niet aan het water wonen. Bovendien werden de drie verschillende groepen bewoners (Albatroslaan; informatieavond; station) onderling vergeleken.

2.5 Inzet van arbeid

De betrokken waterschappen hebben de ingezette velduren ten behoeve van monitoring, bestrijding en schaderegistratie bijgehouden in de tijdsregistratie van het waterschap. Zie tabel 2.1 en 2.2.

Ieder jaar is toch (een zeer beperkte) tijd besteed aan bestrijding bij kwetsbare objecten. Het gaat in beide gebieden om maximaal 30 uur per jaar, hetgeen overeenkomt met 0.1 uur/km/j. In vergelijking met de tijdsbesteding vóór de proef (1.9 u/km/j) en in de nabije omgeving tijdens de proef (2.2 u/km/j rond Lelystad en 1.6 u/km/j rond Dinteloord) is er dus bij benadering 95% minder tijd besteed aan bestrijding. Dit is in feite de 'experimentele behandeling'.

Er is wel een grote hoeveelheid arbeid gespendeerd aan onderzoek. Dit betreft met name de jaarlijkse inspectie ten behoeve van de schaderegistratie, maar ook het werk voor het levend vangen en merken.

Tenslotte is er na 20 maart 2017 uitdrukkelijk tijd besteed aan het wegvangen van muskusratten (zie ook § 2.8), met name in de maanden maart, april en mei. Alleen al in de eerste twee weken na 20 maart zijn in Lelystad meer dan 1000 velduren besteedt door circa 12 lokale en een tiental externe bestrijders. In Dinteloord zijn in heel 2017 uiteindelijk 1622 velduren gespendeerd, maar in periode drie en vier hebben zeker 20 mensen samen 1200 uur besteed in een periode van vijf weken.

Tabel 2.1 Urenbesteding in Lelystad t.b.v. de proef objectbescherming.

Lelystad	Onderdeel	2014	2015	2016	2017	2018
	Velduren-bestrijding	minder dan 30 uur per jaar			1100	530
	Administratie	77	173	169	175	
	Levend vangen	145	143	132	102	0
	Monitoring, voorlichting & schaderegistratie	885	1105	712	775	

Tabel 2.2 Urenbesteding in Dinteloord t.b.v. de proef objectbescherming.

Dinteloord	Onderdeel	2014	2015	2016	2017	2018 (tot 9 april)
!	Velduren-bestrijding	33	23	30	1622	514
	Materiaal	26	6	17	7	
	Administratie	18	21	26	12	
	Levend vangen	322	356	326	158	0
	Schaderegistratie	432	416	400	420	

2.6 Ontwikkeling van aantallen muskusratten (levend vangen)

Het levend vangen en merken heeft op twee manieren bijgedragen aan het begrip van de populatie ontwikkeling.

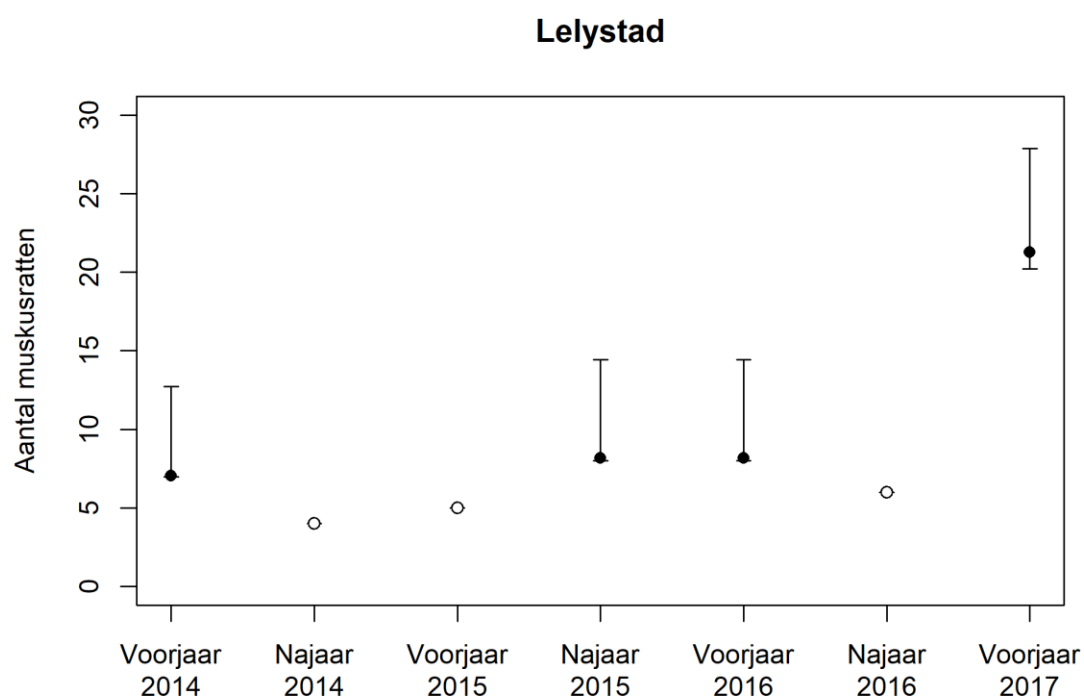
- 1) Door de oormerkjes en het terugvangen is het mogelijk gebleken om terugvang kansen en populatie schattingen te maken met geavanceerde merk- terugvang modellen.
- 2) Door het aantal levende vangsten per valnacht te berekenen is een index van aantallen verkregen die goed met de resultaten uit andere proefgebieden in Nederland kan worden vergeleken.

Ten laatste heeft het ons ook in staat gesteld een indruk te krijgen van het aantal dieren dat levend aanwezig was bij het beëindigen van de proef objectbescherming:

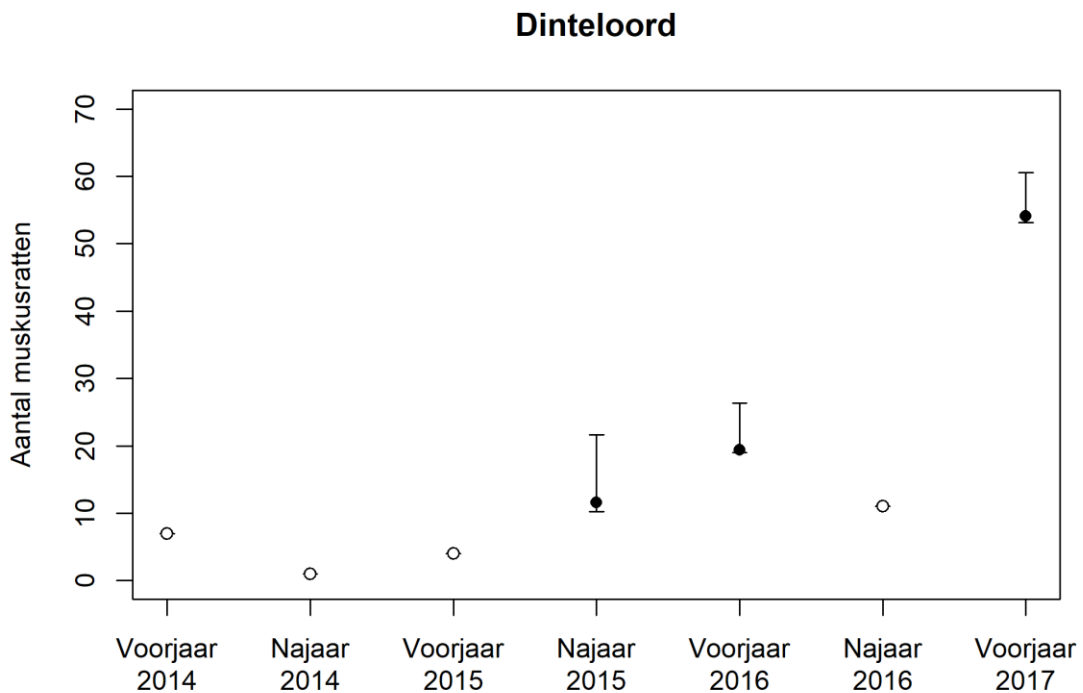
- 3) Door te berekenen wat de verhouding was in levend aanwezige gemerkte dieren ten opzichte van dood gevangen gemerkte dieren in de eerste drie maanden na het beëindigen van de proef objectbescherming (zie § 2.8 en bijlage 1).

Terugvangkansen en populatieschattingen

De gegevens van geoormerkte individuen laten het toe om te schatten hoe groot de kansen zijn dat dieren worden teruggevangen en dood zijn gegaan. Het beste merk- terugvang model voor de gegevens uit Lelystad en Dinteloord was een model waarin de terugvangkansen varieerden met de vangsessie, waarbij overleving constant werd geacht te zijn en er geen rekening werd gehouden met migratie/dispersie (zie bijlage 1). Voor verschillende vangsessies was er voldoende informatie om de aantallen muskusratten te schatten die zich in de nabijheid van de vangkooien bevonden. Er blijken significant hogere aantallen dieren in de nabijheid van de vangkooien te zijn in beide objectbeschermingsgebieden aan het eind van de proef dan aan het begin. De toename is van 7 naar 21 in Lelystad en van 7 naar 54 in Dinteloord (figuur 2.3 A en B). In bijlage 1 zijn de relevante statistische tabellen gegeven.



Figuur 2.3A. De met merk- en terugvang (MTV) modellen geschatte aantallen muskusratten die zich in Lelystad in de buurt van de levend vangende kooien hebben bevonden. De zwarte bolletjes verwijzen naar vangsessies waarvoor de analyse een schatting van de aantallen en het bijbehorende 95% betrouwbaarheidsinterval heeft kunnen produceren. De witte bolletjes verwijzen naar het aantal gevangen unieke individuen tijdens vangsessies waar geen schatting van aantal kon worden gegeven.

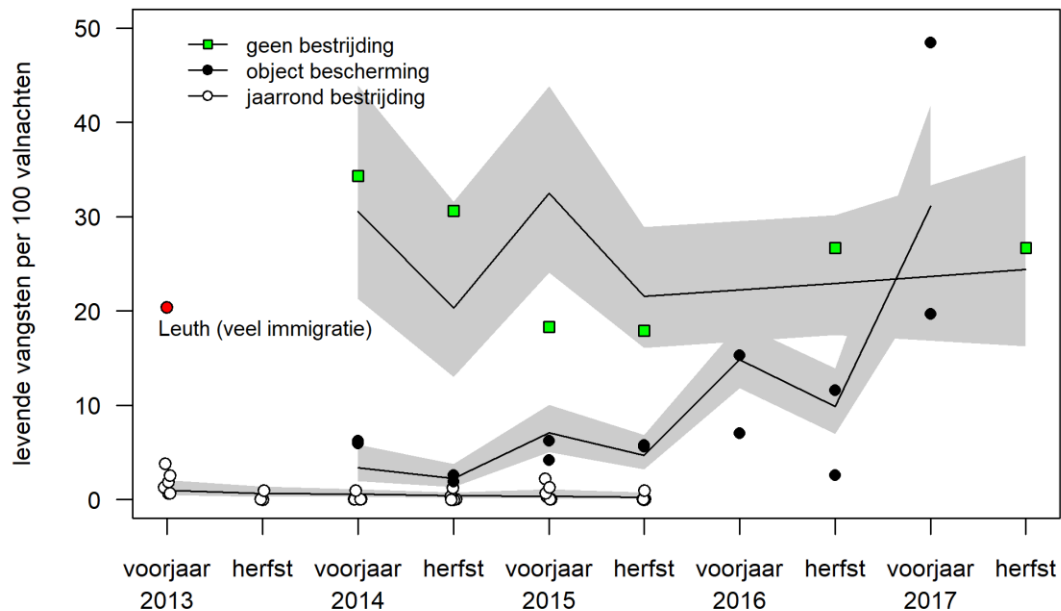


Figuur 2.3 B. De met merk- en terugvang (MTV) modellen geschatte aantallen muskusratten die zich in Dinteloord in de buurt van de levend vangende kooien hebben bevonden. De zwarte bolletjes verwijzen naar vangsessies waarvoor de analyse een schatting van de aantallen en het bijbehorende 95% betrouwbaarheidsinterval heeft kunnen produceren. De witte bolletjes verwijzen naar het aantal gevangen unieke individuen tijdens vangsessies waar geen schatting van aantal kon worden gegeven.

Uit de survival analyses komt ook een schatter voor de overleving. Bij muskusratten is de sterfte erg hoog. De halfjaarlijkse overleving is slechts 0.24 ± 0.06 s.e. voor Lelystad en Dinteloord en 0.38 ± 0.08 s.e. voor the Oostvaardersplassen. Dat past overigens goed bij de halfjaarlijkse overleving uit twee studies uit Canada waar de halfjaarlijkse overleving tussen 0,3 en 0,5 lag (Clay & Clark 1985; Clark & Kroeker 1993).

Levende vangsten per valnacht

Het aantal levende vangsten per valnacht in objectbeschermingsgebied neemt significant toe in de tijd (zie figuur 2.4). In zichzelf is dit hetzelfde resultaat als besproken in de voorgaande paragraaf, maar nu berekend op een simpelere manier (zonder gebruik te maken van de extra informatie over identiteit). Toch is dit nuttig omdat de resultaten zich in deze vorm laten vergelijken met de aantallen levende vangsten per valnacht in andere proefuurhokken (zie figuur 2.4). In figuur 2.4 is daarom ook de index van aantallen gegeven voor de Oostvaardersplassen (onbestreden sinds 2006), zes proefuurhokken uit de landelijke veldproef (bestreden gebied, representatief voor delen van Nederland met weinig tot veel muskusrattenleefgebied) en een bestreden gebied aan de grens met Duitsland (Leuth, veel instroom van dieren). Hieruit blijkt dat muskusratten in onbestreden gebied in Nederland in hogere dichtheden aanwezig zijn dan in bestreden gebied, over een periode van meerdere jaren.

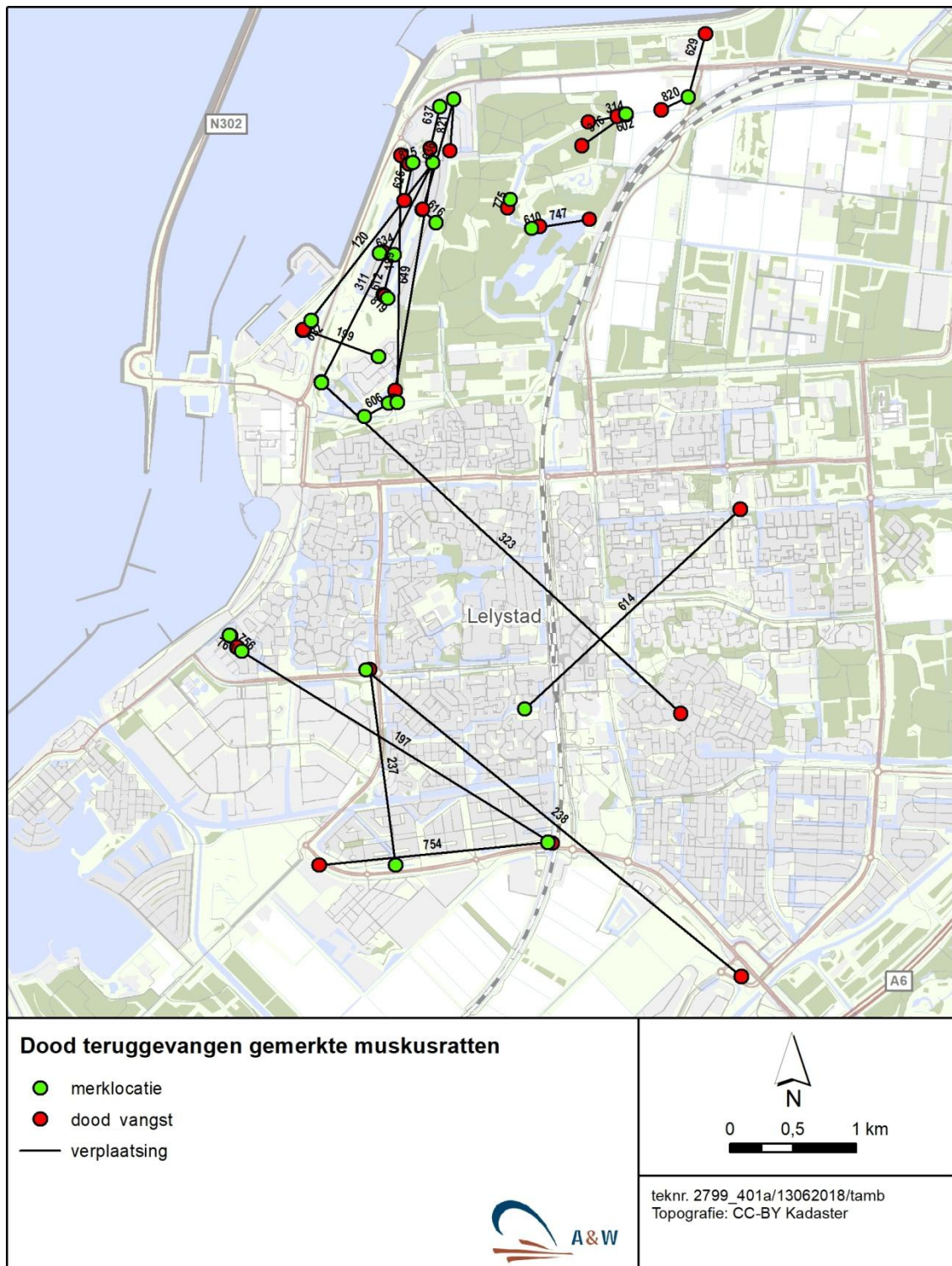


Figuur 2.4. Gemeten indices van muskusrat aanwezigheid (levende vangsten/100 valnachten) in tien onderzoekslocaties in Nederland. De zwarte stippen hebben betrekking op objectbeschermingsgebieden Dinteloord en Lelystad. De groene vierkanten zijn gemeten in de moeraszone van de Oostvaardersplassen, waar al sinds 2006 geen bestrijding meer is geweest. De open witte cirkels komen van zes bestreden gebieden. De rode cirkel tenslotte verwijst naar een gebied aan de grens met Duitsland bij Leuth (minder doelmatige bestrijding in Duitsland, maar intensieve bestrijding in Leuth). De lijnen en grijze vlakken representeren de voorspelde waarden en betrouwbaarheidsintervallen op grond van het best passende statistische model. Nadere verantwoording in Bijlage 1.

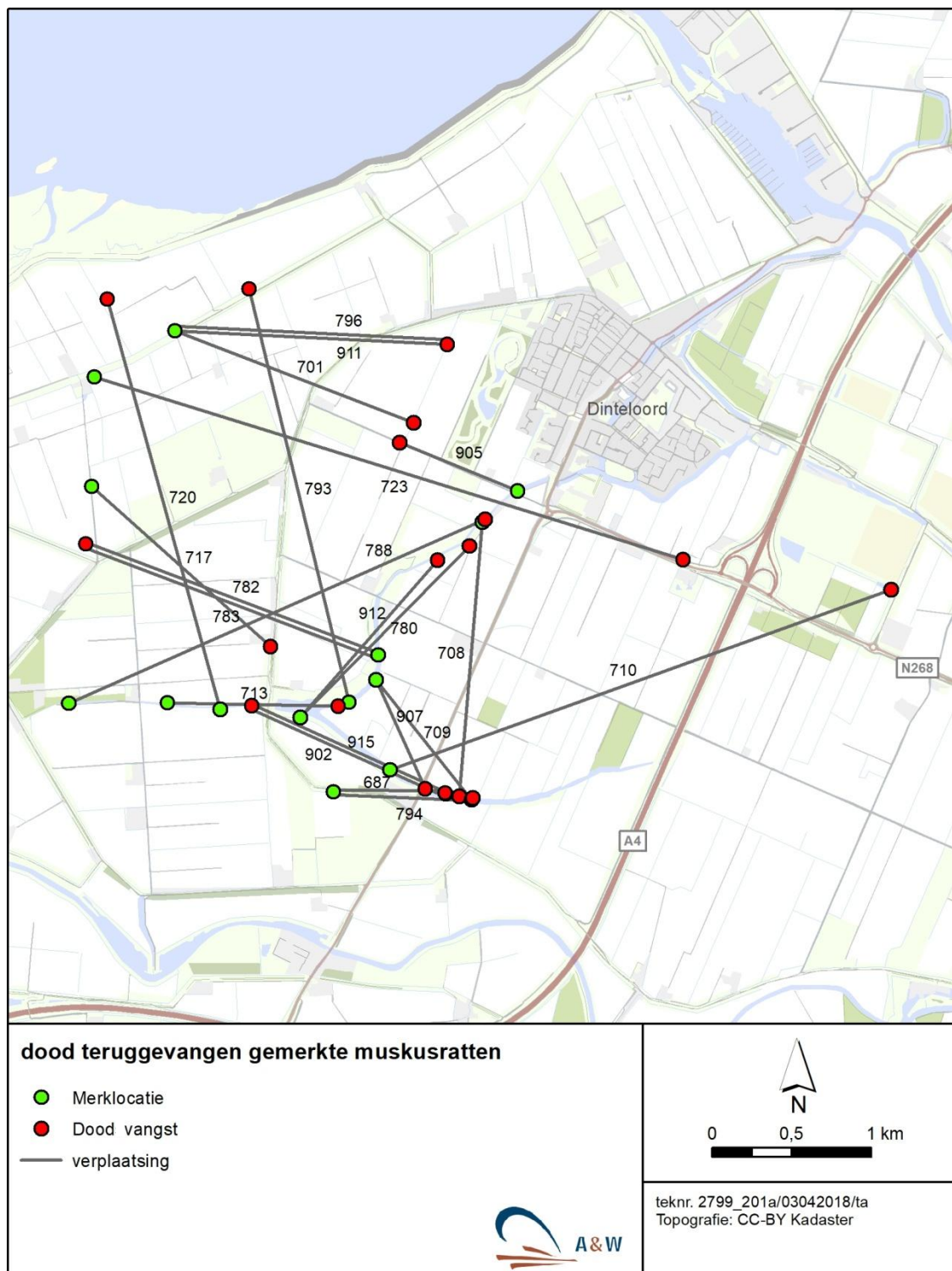
2.7 Verplaatsingen van levend gevangen muskusratten

Oormerkjes

De meeste gemerkte dieren die in de eerste jaren in de objectbeschermingsgebieden zijn gemerkt, zijn niet meer dood of levend terug gezien, anders dan bij de levende vangsessies of omdat ze een zender hadden. De dieren die aan het eind van de veldproef zijn gemerkt daarentegen hadden een grote kans om teruggevangen te worden. In Lelystad zijn 19 gemerkte dieren na 20 maart 2017 dood teruggevangen en in Dinteloord 38. De locaties van deze vangsten zijn –voor zover bekend - geplot in figuur 2.5 A en B. De dieren zijn grotendeels binnen de objectbeschermingsgebieden gebleven. Van slechts drie dieren is vastgesteld dat ze buiten het gebied terecht gekomen zijn.



Figuur 2.5 A De terugvang locaties van in Lelystad geoormerkte dieren en hun oorspronkelijke merk locatie, voor zover bekend.



Figuur 2.5 B De terugvang locaties van in Dinteloord geormerkte dieren en hun oorspronkelijke merk locatie, voor zover bekend.

Zenders

De eerste zenderstudie in Lelystad in mei 2014 duurde slechts een paar weken en had een meer experimentele set-up (Driessen 2014). Het tweede zender onderzoek was gericht op het bepalen van de home-range van muskusratten in Lelystad (de Jong & van Mourik 2014). De laatste studie van Heeres & Struijf (2016) was specifiek bedoeld om hollen te lokaliseren.

De gemiddelde afstand tussen de hollen / peillocaties was 425 (± 269 s.d.) meter. In de herfst van 2015 werden gemiddeld 3,76 (± 2.84 s.d.) hollen en burchten per muskusrat gebruikt. Een overzicht is te vinden in tabelvorm in Bos et al. (2016). Geen van de gezenderde individuen toonde dispersie, ofschoon 1 individu (ID 20) tijdens het onderzoek een lengte van 1300 meter overbrugde, maar dit individu keerde na enkele dagen terug in de oude home-range.

De gezamenlijke homeranges van alle muskusratten met een zender ($n = 17$) binnen het objectbeschermingsgebied van Lelystad in het najaar van 2015 omvatte bijna 23 kilometer aan oevers, waarvan 65% natuurlijk en 35% van hout, beton of andere kunstmatige materialen om de oevers te beschermen tegen erosie. In totaal werden met behulp van de gezenderde muskusratten 54 bouwen gevonden, waarvan 39 nieuwe bouwen die zonder dit hulpmiddel van buitenaf niet zichtbaar waren. muskusratten maakten hun hollen evenredig in natuurlijke en kunstmatige oevers, met 24 hollen (37%) in kunstmatige oevers en 40 hollen in natuurlijke oevers (63%).

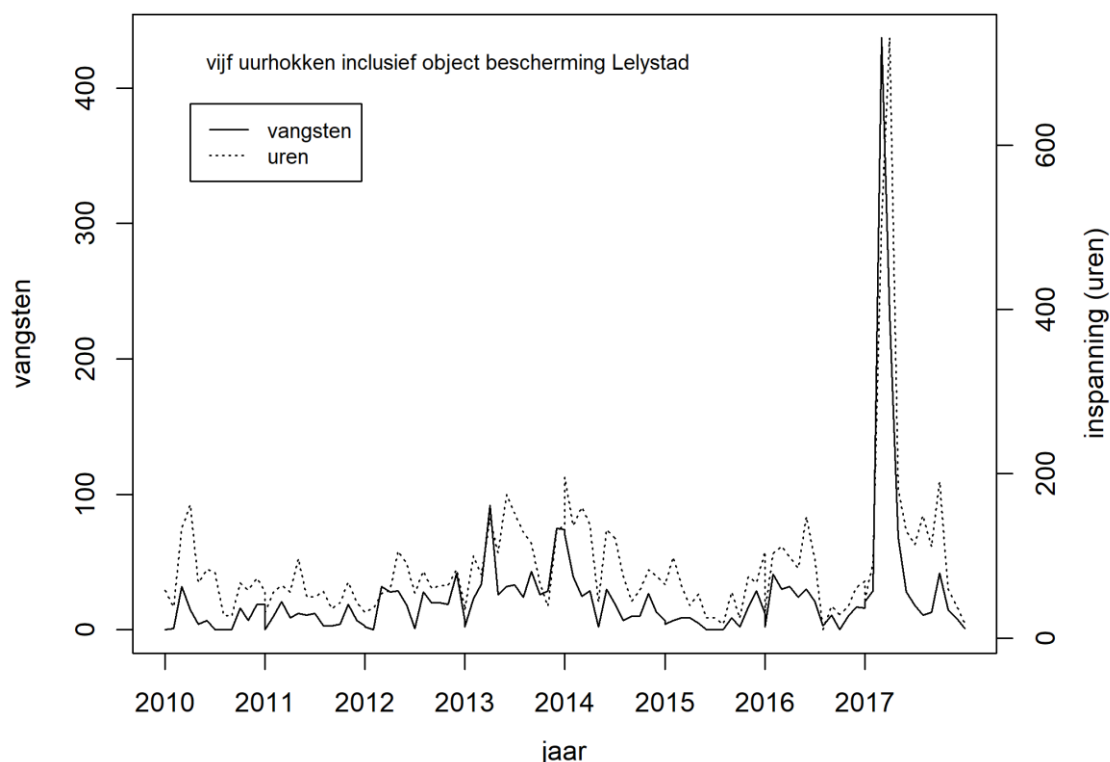
Tussen de verschillende oever-categorieën van kunstmatige oevertypes werden verschillen in benutting door muskusratten aangetoond. Zo werd berekend dat de meeste bouwen gevonden werden in een lichte beschoeiing (1,46 bouwen/km), vervolgens in onbeschermd oevers (0,96 bouwen/km), daarna in matten (0,66 bouwen/km) en tot slot in zware beschoeiing (0,33 bouwen/km). Muskusratten kunnen dus overal zitten. Oevers kunnen alleen onaantrekkelijk gemaakt worden met voor dat doel aangelegde preventieve maatregelen en niet met standaard oeverbescherming.

2.8 Ontwikkeling van aantallen muskusratten (dood vangen)

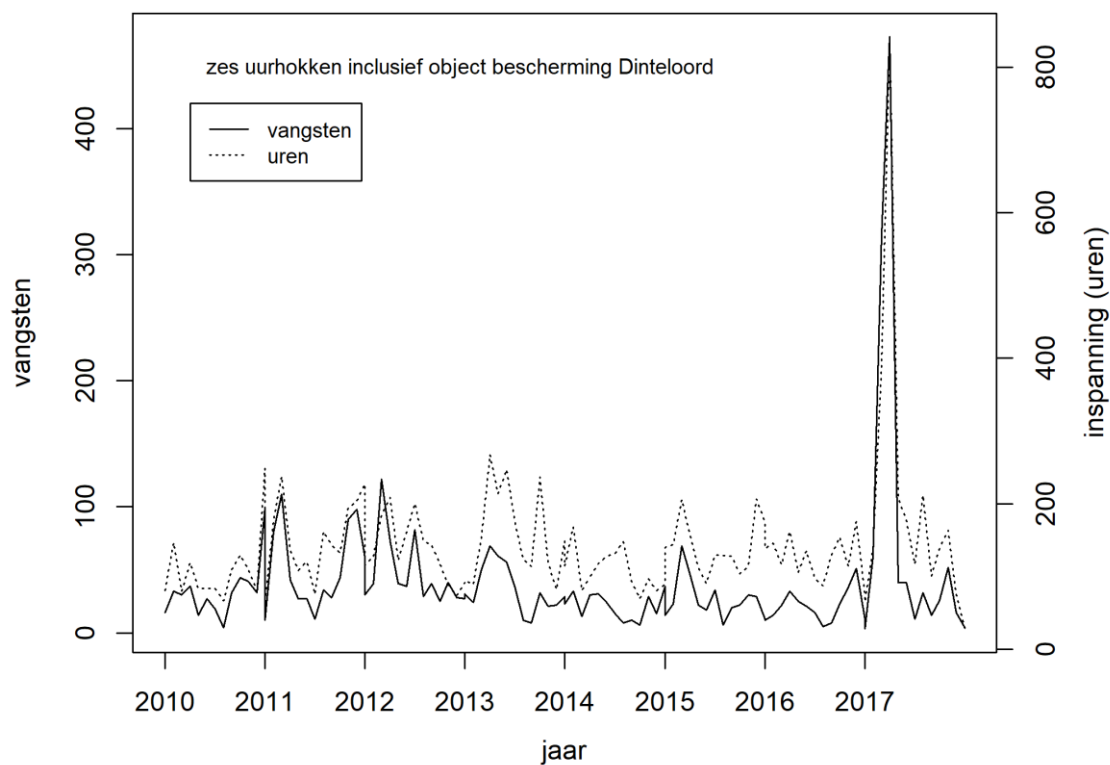
Doodvangsten in en om de objectbeschermingsgebieden 2010-2017

Voorafgaand aan de proef objectbescherming werden vangsten en uren geregistreerd op uurhok niveau. Om een idee te krijgen van de aantallen vangsten in de tijd, waarbij ook het recente verleden wordt meegenomen is daarom in figuur 2.6A en B de ontwikkeling van vangsten en uren gegeven in de uurhokken die de objectbeschermingsgebieden omvatten ². In beide figuren is heel helder te zien dat er een enorme piek is in inspanning en doodvangsten op het moment dat de proef met objectbescherming gestopt wordt (maart 2017).

² In het geval van Lelystad gaat het om uurhokken 2044,2045,2054,2055,2614 en bij Dinteloord om 4344,4345,4346,4354,4355,4356.



Figuur 2.6A Aantallen vangsten en inspanning (veld uren) in de vijf uurhokken (samen 421 km watergang) die het objectbeschermingsgebied van Lelystad omvatten van 2010-2017.



Figuur 2.6B Aantallen vangsten en inspanning (veld uren) in de zes uurhokken (samen 988 km watergang) die het objectbeschermingsgebied van Dinteloord omvatten van 2010-2017.

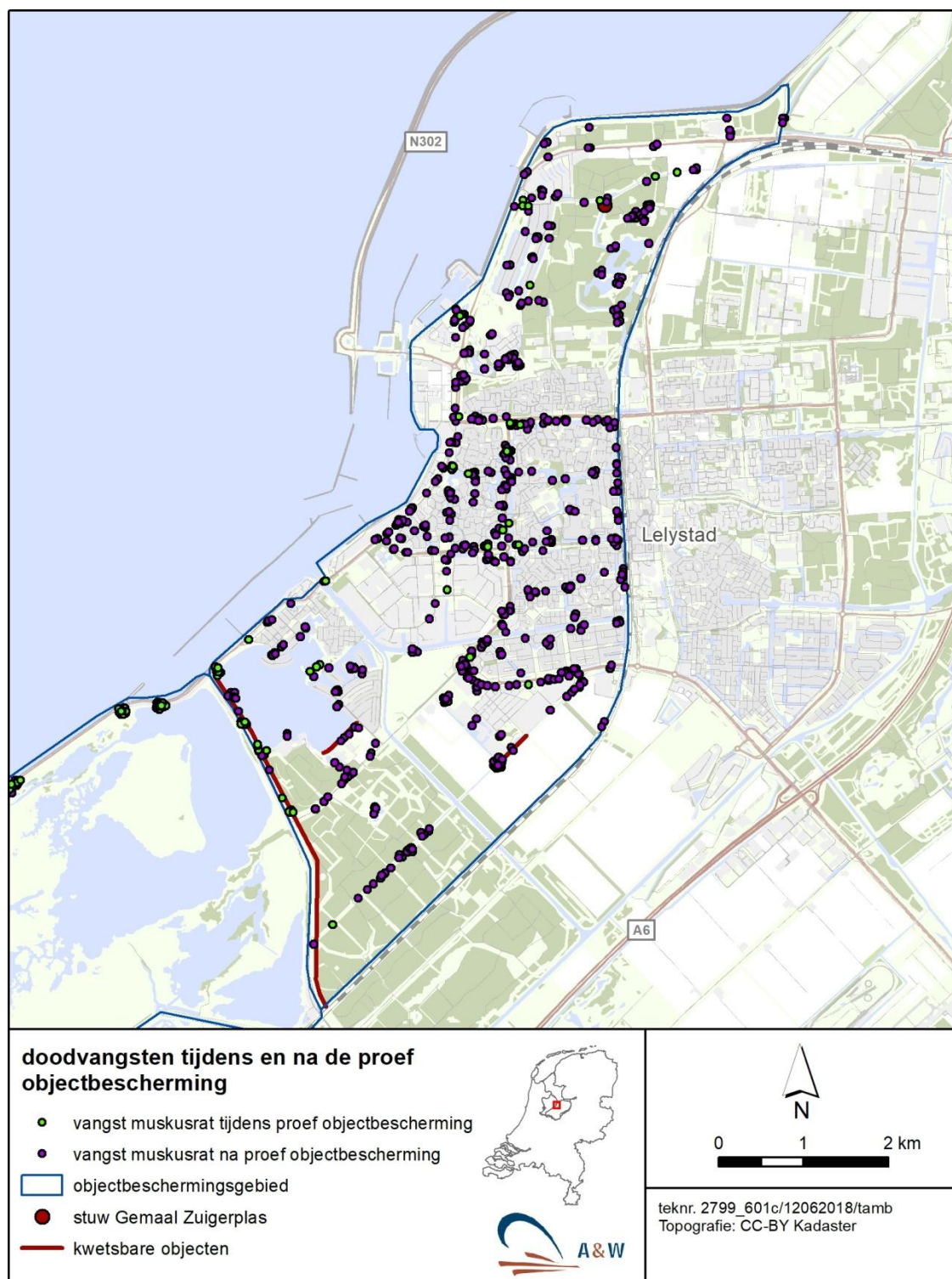
Doodvangsten in het objectbeschermingsgebied 2014 tot en met april 2018

Sinds 2014 worden vangsten als puntlocatie vastgelegd in de vangstregistratie database. Aan de hand daarvan is inzichtelijk gemaakt hoe het verloop van de vangsten was in het object gebied zelf (tabel 2.3) en wat de locatie was van die vangsten (figuur 2.7 A,B).

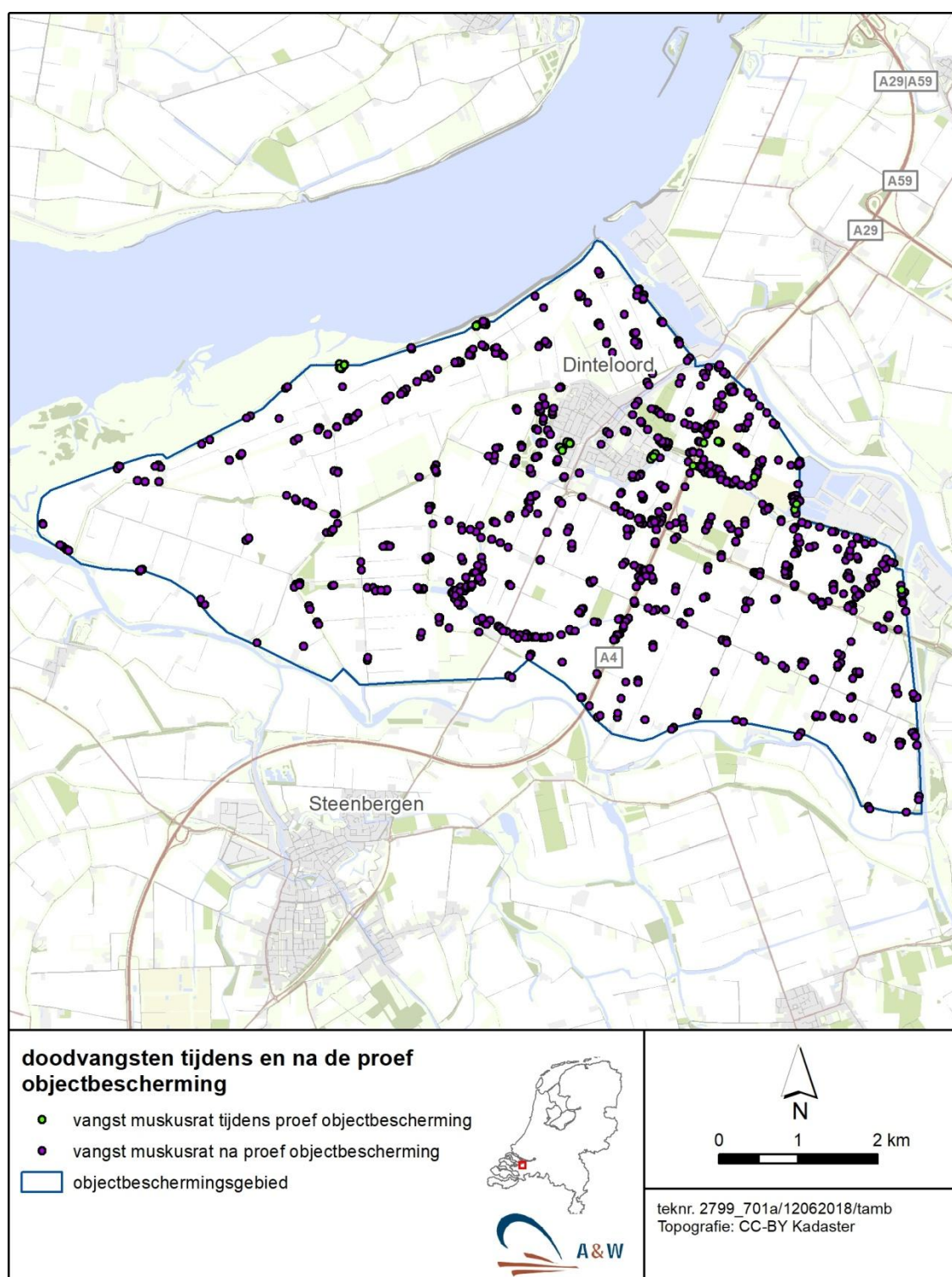
Doodvangsten tijdens de proef objectbescherming betreffen werkelijke vangsten op de locaties van de kwetsbare objecten. Buiten de kwetsbare objecten in het gebied gaat het om verkeersslachtoffers, of anderszins dood aangetroffen muskusratten. In Dinteloord worden tijdens de proef pas vanaf het jaar 2016 kleine aantallen dieren (minder dan 20 in totaal) dood bij kwetsbare objecten weggevangen. In Lelystad worden al in 2014 dieren als verkeersslachtoffer gevonden of bij kwetsbare objecten weggevangen in coni-bear klemmen en schijnduikers.

Tabel 2.3 Aantallen doodvangsten van muskusratten per maand en jaar binnen de objectbeschermingsgebieden Lelystad en Dinteloord, januari 2014 tot en met april 2018.

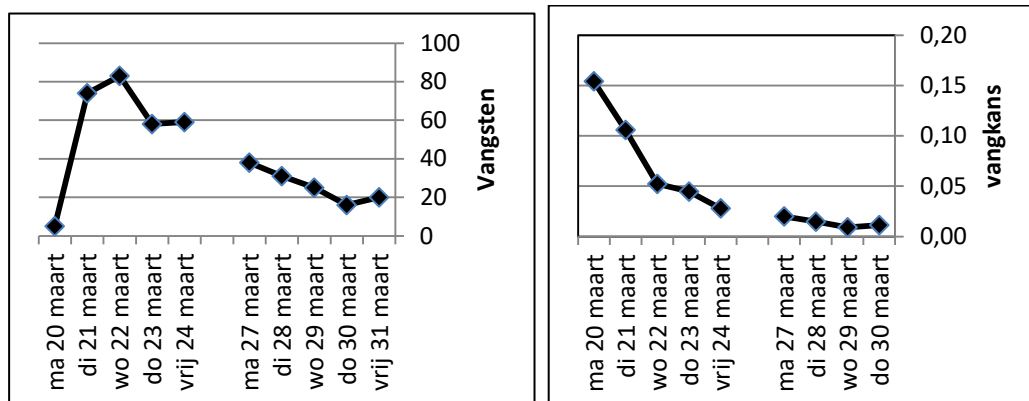
Maand/jaar	Lelystad					Dinteloord				
	2014	2015	2016	2017	2018	2014	2015	2016	2017	2018
1	4			8	5			2	3	19
2	9			3	7				3	30
3	3		18	475	47			2	585	73
4				44	15			2	97	3
5				14					24	
6			1	5					3	
7				15					9	
8				9					3	
9	2			38					28	
10	1		1	28				8	10	
11	1		3	8				2	10	
12										
Eindtotaal	20	0	23	647	74			16	775	125



Figuur 2.7A Locatie van doodvangsten tijdens (januari 2014-20 maart -2017) en na beëindiging van de proef objectbescherming (vanaf 20 maart 2017 t/m april 2018) in het objectbeschermingsgebied van Lelystad.



Figuur 2.7B Locatie van doodvangsten tijdens (januari 2014-maart 2017) en na beëindiging van (20 maart 2017 t/m april 2018) de proef objectbescherming in het objectbeschermingsgebied van Dinteloord.

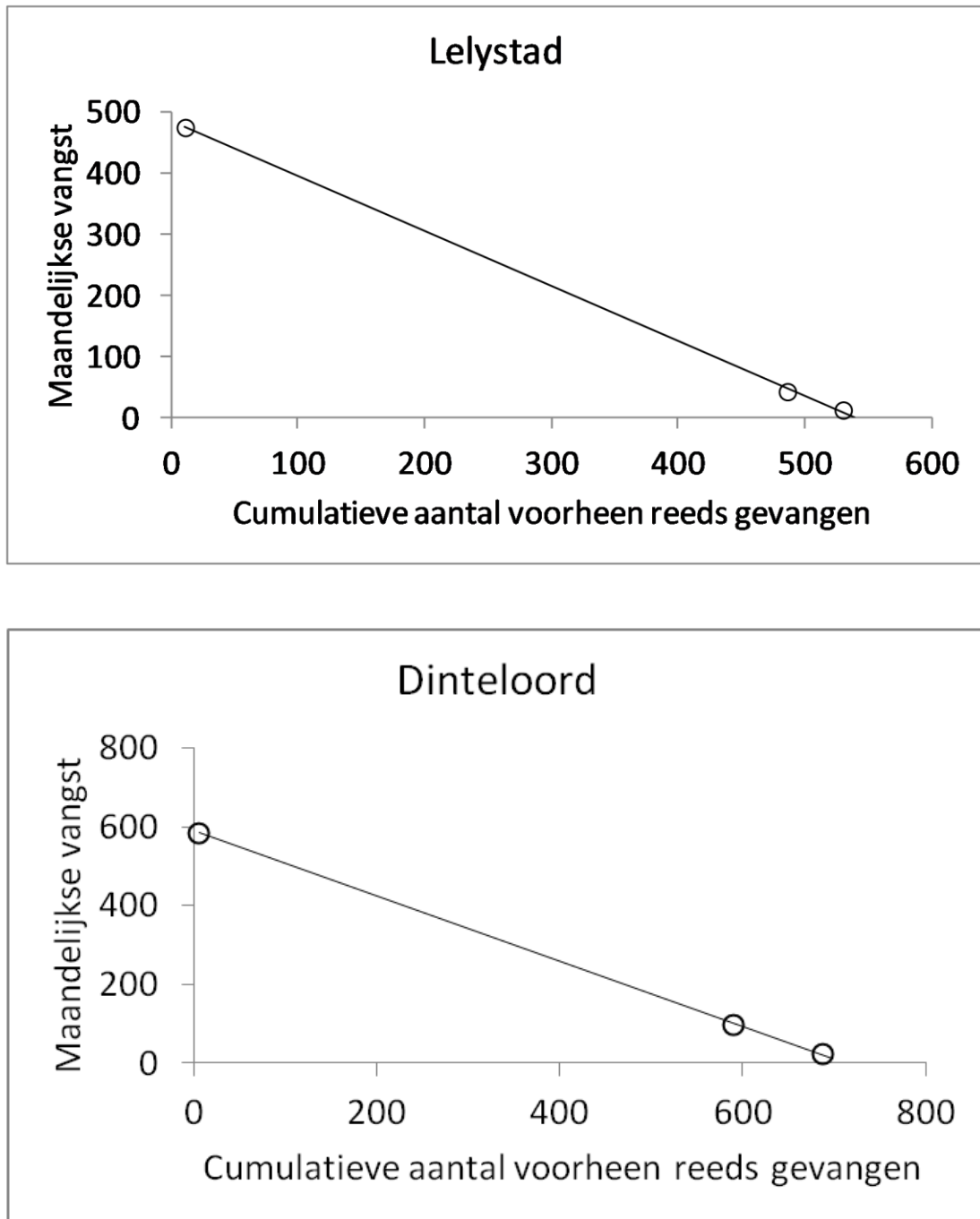


Figuur 2.8 A) Vangsten en B) vangstkansen per vangmiddel gedurende de eerste twee weken na hervatten van muskusrattenbestrijding in Lelystad in maart 2017. De vangkans is een geflatteerde waarde die steeds minder betrouwbaar wordt met het verloop van de dagen omdat het aantal uitstaande vallen na dag overschat is.

Verreweg de meeste vangsten zijn direct in de eerste twee weken gemaakt in beide objectbeschermingsgebieden (zie figuur 2.8 A). Interessant is de vangkans per vangmiddel, die in deze situatie berekend kon worden (figuur 2.8B): de vangkans is in de eerste dagen relatief hoog, omdat muskusratten eenvoudig te vinden zijn en de klemmen direct op kansrijke plekken staan. Na verloop van tijd staan steeds meer vangmiddelen –voor de zekerheid- op plaatsen waar al eerder is gevangen, en neemt de vangkans per vangmiddel sterk af. Ook de vangstsnelheid neemt hard af over de eerste vangdagen, van 1 v/u (vangst per uur) op dag één naar 0.3 v/u op dag drie en minder dan 0.1 v/u na tien dagen.

Aantalsschatting methode DeLury

In maart 2017 zijn er dus honderden vangsten gerealiseerd in de objectbeschermingsgebieden. Vervolgens zijn daar in april en mei nog enkele tientallen vangsten bij gemaakt (tabel 2.3). Met die informatie, en gebruik makend van een methode van DeLury (Doude van Troostwijk 1977), is een inschatting gemaakt van de aanwezige aantallen in maart 2017. Volgens deze auteurs en deze methode kan met de vangst uit de maanden maart, april en mei een populatie schatting worden verkregen door de vangst te plotten in een grafiek tegen het cumulatieve aantal dat reeds in de voorgaande maanden werd gevangen. Dat is in figuren 2.9A en B hieronder gedaan. Het resultaat is een schatting van 541 dieren voor Lelystad en 713 voor Dinteloord (zie tabel 2.4).



Figuur 2.9 A en B. Populatie schattingen van muskusratten in Lelystad en Dinteloord per maart 2017, op basis van de methode van DeLury (naar Doude van Troostwijk 1977). De maandelijksse vangst in maart, april en mei 2017 is geplote tegen de som van hetgeen was gevangen in de voorgaande maanden van dat jaar. Het snijpunt met de x-as geeft de inschatting van de populatie zoals die aanwezig zou zijn geweest eind maart 2017.

Schatting op basis van MTV, aan de hand van de verhouding dood/levend gemerkte dieren

Een tweede schatting van populatie omvang is verkregen door te berekenen hoeveel van de levend gemerkte dieren, die redelijkerwijs aanwezig zouden kunnen zijn in het objectbeschermingsgebied, dood zijn teruggevangen. Deze verhouding is vermenigvuldigd met het werkelijke aantal doodgevangen dieren. Op basis van beide methodes (MTV en DeLury), kan gesteld worden dat de dichtheid aan muskusratten in de objectbeschermingsgebieden waarschijnlijk tussen 2.1 en 3.0 dieren per km watergang heeft gelegen (tabel 2.4).

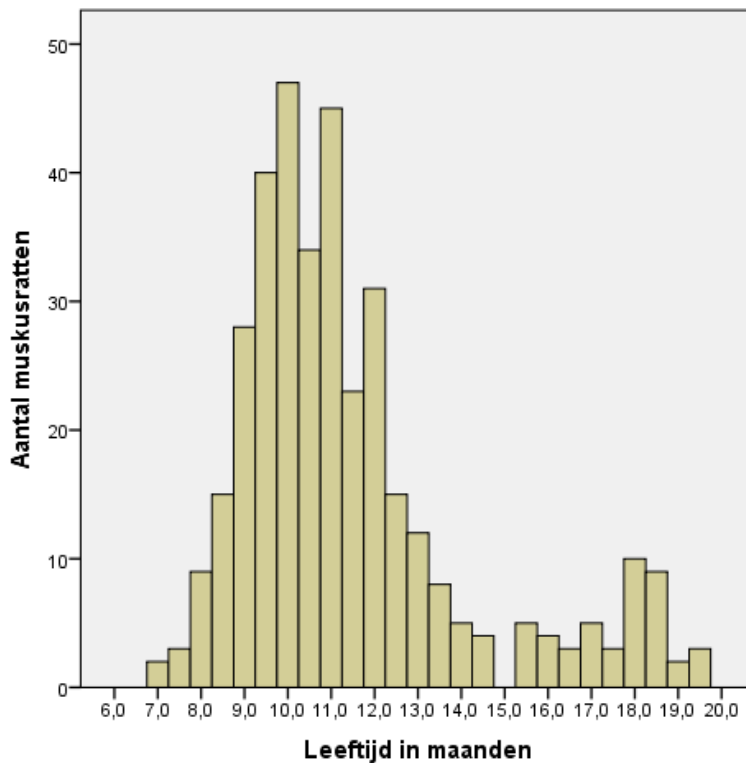
Tabel 2.4. Populatie schattingen van muskusratten in Lelystad en Dinteloord op basis van de methode van DeLury (naar Doude van Troostwijk 1977, zie figuur 2.9) en middels merken en dood terugvangen (MTV).

	Dinteloord		Lelystad	
	MTV	DeLury	MTV	DeLury
aantal gevangen (mrt-mei 2017)	706	706	533	533
aantal gemerkt in leven (mrt 2017)	55		21	
aantal gemerkt dood gevangen (mrt-mei 2017)	38		19	
aantalsschatting (mrt 2017)	1023	713	584	541
km watergang	340	340	260	260
opp. (ha)	3936	3936	2526	2526
dichtheid (#/km)	3,01	2,10	2,25	2,08
dichtheid (#/ha)	0,26	0,18	0,23	0,21

2.9 Leeftijd van doodgevangen dieren in Dinteloord

Als onderdeel van deze veldproef zijn aan de hand van de *Molar Index* methode (Pankakoski 1980) de leeftijden van 356 individuele dieren bepaald ³. Dit is met veel aandacht gedaan door studenten van de HAS Den Bosch (Miller et al. 2018). Zo is een schatting gemaakt van de spreiding van leeftijdsfrequenties. Uit de resultaten bleek dat het grootste gedeelte van de populatie bestaat uit jonge dieren, van minder dan één jaar oud. Het jongst gemeten dier was 7 maanden oud en het oudste gemeten dier was 19,7 maanden oud. De meest voorkomende leeftijd was 10 maanden (mediaan 10,8) en de gemiddelde leeftijd was 11,4 maanden (figuur 2.10).

³ De analyse is tot dit aantal dieren beperkt, omdat toen de diepvriezers vol waren. Een vergelijkbare analyse met vangsten uit Lelystad is in voorbereiding.



Figuur 2.10. De leeftijdsopbouw van de eerste 356 in Dinteloord gevangen muskusratten na 20 maart 2017.

2.10 Burgermeldingen: meldingen van waargenomen muskusratten door derden;

Voor aanvang van de objectbescherming is uitgebreid gecommuniceerd met bewoners van de proefgebieden.

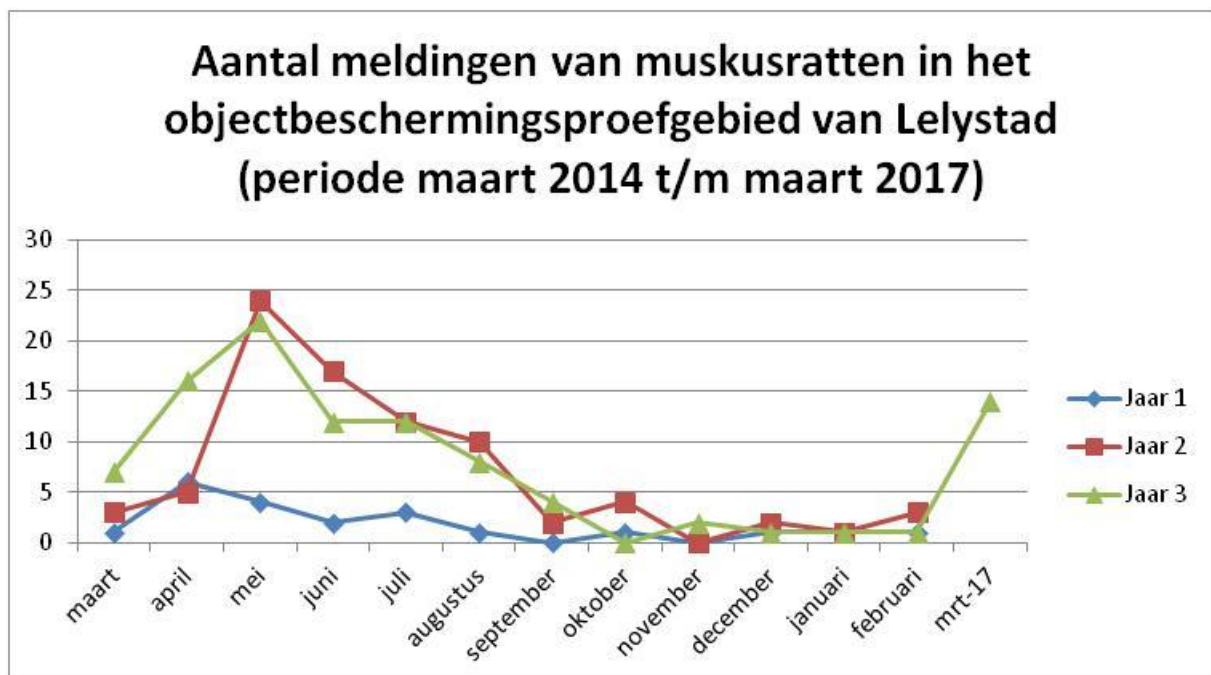
In Lelystad zijn 2500 brieven gestuurd aan bewoners aan het water. Door waterschap ZZL zijn jaarlijks informatieavonden georganiseerd en is ook via sociale media en radio informatie verspreid. Het Waterschap heeft zich bereid getoond te spreken op avonden door bewonersverenigingen, maar concrete uitnodigingen bleven uit. Ook in Dinteloord zijn bij aanvang, tussendoor en bij afronding informatieavonden georganiseerd. De bestrijder in Dinteloord was lokaal erg goed bekend en de contacten waren informeel en frequent.

Op meldingen van bewoners van het gebied werd actief gereageerd. Een deel van de meldingen is via de telefoon afgehandeld. Op mogelijke muskusrattenschade werden muskusrattenbeheerders afgestuurd. Zij inspecteerden of het echt muskusrattenschade betrof. Bij slechts 20% van de meldingen betrof het bruine ratten. Doorgaans, in bestreden gebieden, ligt deze hoeveelheid veel hoger (rond de 50%, pers. med. Fokke Jonkman). Dat betekent waarschijnlijk dat mensen in Lelystad relatief veel muskusratten zagen ten opzichte van bruine rat, hoewel het natuurlijk ook kan betekenen dat mensen ze daar beter konden herkennen.

In figuur 2.11 is een weergave gemaakt van het aantal meldingen van waarnemingen en schade, binnen het proefgebied van Lelystad. In totaal zijn er 204 meldingen geregistreerd. Daarboven heeft naar schatting 30% van de meldingen de database niet gehaald, omdat ze ter plekke mondeling werden afgehandeld. De meeste meldingen hadden plaats tussen april en augustus (154 van de 204 meldingen = 75%). Het bleek dat er meer gemeld wordt na informatierondes en in de lente- en zomermaanden. In jaar twee en drie zijn er meer meldingen

dan in jaar één. Dat de meldingen vooral in voorjaar en zomer komen ligt naar wij vermoeden aan het gedrag van mensen, n.l. dat ze vaker en langer buiten wandelingetjes gaan maken op het juiste tijdstip.

Er was een laatste piekje in meldingen tijdens het wegvangen van de muskusratten in maart 2017. Vermoedelijk heeft dit te maken met het feit dat er die maand veel muskusrattenbeheerders zijn gezien door veel bewoners van het voormalige proefgebied en dat er enige pers aandacht was. Daarbij had er net (op 16 maart 2017) een bewonersavond plaatsgehad, waardoor de meldingen stegen. Na de wegvangactie van 2017 waren er geen meldingen meer.



Figuur 2.11. Weergave van het aantal meldingen van waarnemingen en schade door burgers in Lelystad.

Opvallend waren enkele eerste meldingen die nog vóór of net ná de start van de proef objectbescherming (1 april 2014) uit het proefgebied Lelystad werden verkregen. De meldingen werden gedaan om eventuele schade hersteld te krijgen. Enkele bewoners meldden dat ze enkel hun waarneming doorgaven omdat er beloofd was dat het Waterschap de muskusratten in leven zou laten: "We hadden in het verleden meldingen gedaan en toen kwamen de bestrijders en gingen ze de muskusratten wegvangen". Men meldt in dit geval om de muskusrat te beschermen, maar wel verzekerd te zijn van schadeherstel. Meer in het algemeen is men zich er blijkbaar niet altijd van bewust dat meldingen ertoe leiden dat de muskusratten bij de gangbare bestrijding uiteindelijk gedood worden.

Over de gehele proefperiode is er –naar de mening van waterschap ZZL- opvallend weinig weerstand geweest. Aanvankelijk is zeker rekening gehouden met de mogelijkheid van een zeer sterke toename van weerstand onder het publiek. Maar bewoners lijken zich niet veel voor de muskusratten te interesseren totdat ze in de tuin graven.

Zo was er ook een melding van een bewoonster aan het water. Ze had een actieve muskusrattenbouw in de tuin en ze hield de muskusratten goed in de gaten. Alle muskusratten hadden een naam gekregen en werden door deze meldster in bescherming genomen. Maar

haar standpunt draaide helemaal om toen de betrokken muskusrattenbeheerder een aantal tegels aan de kant legde om de schade te inspecteren. Toen ze de aangerichte schade zag, vloog haar standpunt helemaal om en moesten die aaibare muskusratten met koosnamen opeens gevangen en gedood worden.

Veldindruk tijdens veldbezoek door ATT en tijdens vorst begin 2017

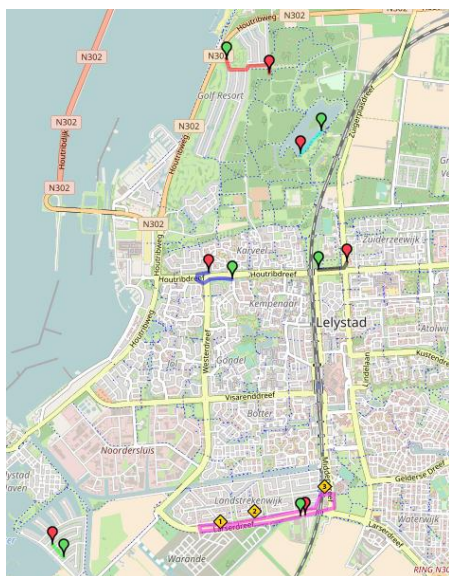
Een veldbezoek aan het objectbeschermingsgebied Lelystad door de adviesgroep techniek en tactiek (ATT) van de UvW, tegen het einde van de proef met objectbescherming, leverde weinig sporen op van muskusratten aanwezigheid. Dit was in contrast met waarnemingen van de lokale bestrijders en coördinator over de recente periode daarvoor. Enkele weken later, maar nu bij vorst, is één van de betrokken ATT leden (H. Schuurman, samen met D. Bos) bewust teruggekeerd om nog eens een indruk te krijgen van de lokale populatie onder betere speuromstandigheden.

Die dag waren er uitzonderlijk goede omstandigheden om sporen waar te nemen. Gedurende vier uur is op een zestal random plekken in Lelystad gespeurd. Op advies van de lokale bestrijder is ook gekeken bij de Larsserdreef, bij een wetering met hoge dichtheid van sporen.

Op het onderstaande kaartje (figuur 2.12) zijn de trajecten getekend die zijn gelopen. Het aantal bellensporen dat met een bouw was verbonden is geteld en gedeeld op de lengte van de gelopen transecten. Op zes transecten zijn gemiddeld vier bouwen per km aangetroffen. Op het a-select gekozen deel aan de Larsserdreef werden 16 bouwen/km geteld. Er was variatie: lokaal waren er plekken met erg weinig sporen, maar er waren ook plekken met duidelijk hogere dichtheden.

Dit voorbeeld onderstreept

- 1) hoezeer het resultaat van een speuractie van het moment afhangt en
- 2) hoe ongewis de populatie ontwikkeling is gebleven totdat de resultaten van meer degelijke methodes beschikbaar kwamen (te weten, het moment van doodvangen (maart 2017) en de analyses met behulp van levend vangen en merken hierboven).



Figuur 2.12 Transecten in Lelystad gespeurd door D. Bos en H. Schuurman tijdens een vorstperiode 18 jan 2017.

2.11 Schade, binnen het proefgebied.

Muskusratten schade staat voor graverij door muskusratten op voor mensen ongewenste plekken. Het gaat om fysieke schade, welke soms tot financiële of veiligheidsconsequenties kan leiden, al dan niet in interactie met bodemsoort, tijd, waterwerking, andere diersoorten en overige oorzaken. Graverij kan zichtbaar en onzichtbaar zijn, afhankelijk van de omvang, en de vegetatie. Concreet gaat het bij muskusratten veelal om

- pijpen of complexen van pijpen en nestkommen;
- erosie / afkalven talud;
- kleine afschuivingen van oever of talud;
- verlagingen (door inzakken) in oever of kadelichaam (talud en/of kruin);
- stremmingen / verondiepingen watergang.

In de objectbeschermingsgebieden zijn jaarlijks inventarisaties gemaakt van de schades en ten dele zijn schades ook hersteld op kosten van de waterschappen. In deze paragraaf vatten we die informatie samen.

Routinematige schade-inventarisatie

Bij de schaderegistratie in objectbeschermingsgebieden is, net als in de andere proefgebieden van de veldproef, een onderscheid gemaakt naar omvang van de schade. Vele tientallen kilometers watergang zijn afgezocht in Lelystad, en de gehele lengte van aanwezige watergangen in Dinteloord, naar schades die groter waren dan een bepaalde drempelwaarde van oppervlak, volume, diepte, verwachte kosten of risico. Dit zijn de bovenmaatse schades. Van die schades is beoordeeld in hoeverre het zeker was dat ze door muskusratten was veroorzaakt.

Om ook de schades onder die drempel (de ondermaatse schades) goed in beeld te krijgen zijn systematisch deel-transecten 'afgetrap' op de aanwezigheid van pijpjes die in de oever of de waterkering waren gegraven en erosie, afschuiving, kruinverlaging of stremming die daar het gevolg van was.

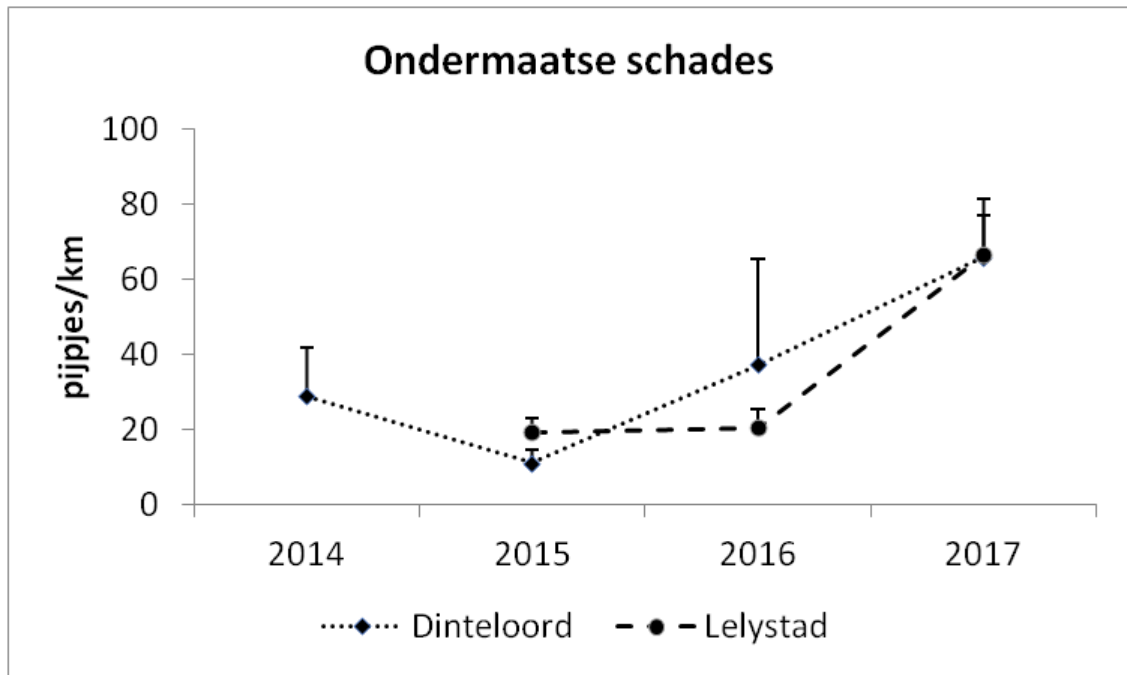
In Lelystad zijn in totaal 72 bovenmaatse schades in de database terecht gekomen, waarbij opgemerkt moet worden dat er –door personele omstandigheden- onzekerheid is ontstaan over de mate van betrouwbaarheid van de database. De meeste bovenmaatse schades zijn in het laatste jaar gerapporteerd, te weten 31 hetgeen duidt op een stijging.

In Dinteloord gaat het ook om een stijging in bovenmaatse schades, en wel van vier in 2014 naar 337 in 2017. De schade treedt daar veelal op in de taluds in het akkerbouwgebied (circa 60%) maar er zijn ook tientallen gevallen bij infrastructuur of groene kades. De schadegevallen zijn in omvang per schadegeval veelal beperkt. De orde van grootte is niet anders dan in de steekproef van 117 proefgebieden (Bos et al 2016), te weten rond 1m³ vergraven grond, en meestal 2-5 ingangen onder water op het moment van ontdekking. De geschatte kosten voor herstel zijn per schadegeval vaak beperkt, maar een enkele keer aanzienlijk (2500 -10.000 euro) of groot (> 10.000 euro). Hieronder zal blijken dat de kosten echter behoorlijk op kunnen lopen als tot herstel besloten wordt over een langere lengte talud met meerdere schadegevallen samen.

De frequentie van waargenomen ondermaatse schades, uitgedrukt in het aantal pijpjes/km, vertoont een stijgende lijn in beide objectbeschermingsgebieden (zie figuur 2.13).

De dichtheid aan ondermaatse en bovenmaatse schades (65/km en < 1/km respectievelijk) in de objectbeschermingsgebieden is in het laatste jaar van de proef hoger dan wat er in enkele

andere proefgebieden uit de veldproef is gezien, waar geen of nauwelijks muskusratten waren. Ze is echter nog niet zo hoog als in proefgebieden uit de veldproef, waar jarenlang hoge muskusrat dichtheden hebben gezeten. De dichtheid van schades liep daar in enkele gevallen op tot ruim boven de 100 ondermaatse schades/km en meer dan twee bovenmaatse schades/km. De data zijn in onze optiek niet precies genoeg om hier al te diep op in te gaan.



Figuur 2.13 De ontwikkeling in ondermaatse schades (gemeten als het aantal pijpjes/km, gemiddelde en standaardfout) in beide objectbeschermingsgebieden. De steekproef omvang varieert tussen gebieden en jaren van 10 tot 24 transecten per jaar van 250 meter elk ($n > 10$).

Nergens in het objectbeschermingsgebied van Lelystad zijn grote gevaarlijke schades gezien. Ook in Dinteloord zijn geen werkelijk gevaarlijke situaties opgetreden waarbij persoonlijke of publieke veiligheid in het geding zijn geweest.

Kosten voor herstel

De kosten die in 2014-2017 zijn gemaakt voor herstel van waargenomen schades zijn gegeven in tabel 2.5. De reparaties in Lelystad zijn beperkt gebleven tot een twintigtal kleine ingrepen van maximaal 3800 euro per stuk. In Dinteloord zijn er over wat grote lengtes verzakkingen waargenomen die tot hoge herstelkosten hebben geleid (zie tabel 2.5). In Dinteloord zijn de taluds relatief steiler dan in Lelystad en is de grondslag ook anders, waardoor verzakkingen gemakkelijker optreden. De voor het herstel verantwoordelijke personen geven aan dat de grondslag ook een reden was om het herstel in Dinteloord degelijk uit te voeren, en wel door beschoeiing aan te brengen. Hierdoor ziet het talud er na herstel veelal anders dan het talud van de sloot er voor ondergraving uit. De grond is dusdanig van structuur dat deze zonder beschoeien -door ontbrekende vegetatie- snel weer in zal kunnen zakken en wederom hersteld moet worden. Om dubbele en dan hogere kosten te voorkomen werd daarom gekozen voor beschoeiing. Dit verklaart een deel van de relatief hoge herstelkosten in Dinteloord ten opzichte van Lelystad (P. Blanker pers. med.). Ongeacht de precieze omvang van de kosten is het echter een feit dat er schade door graverij is opgetreden met een werkelijke financiële of economische waarde.

In tabel 2.6 is de som van de tot eind 2017 gefactureerde herstelkosten per objectbeschermingsgebied gedeeld door het aantal kilometers watergang en het aantal dieren om tot een indicatieve schatting te komen van de kosten per muskusrat en de kosten per kilometer watergang. Bedenk hierbij dat een deel van de schade mogelijk nog niet in beeld is. Een deel van de schade is dermate klein dat herstel niet nodig is of verzoek om reparatie niet gedaan wordt. Een ander deel betreft verborgen schade die –o.a. in interactie met waterwerking – later nog consequenties kan hebben. In de tussenrapportage (Bos et al. 2016) werd reeds geconstateerd dat er sprake zal zijn van een na-ijl effect, wat inhoudt dat een deel van de gevolgen van graverij pas na verloop van tijd zichtbaar wordt als een gang of nestkamer instort (al dan niet in interactie met waterwerking of mechanische belasting) ⁴. Bedenk hierbij ook dat het aantal dieren een moment opname is aan het eind van een stijgende reeks. De indicatieve berekening van schade per km (18-55 euro/km/jaar, zie tabel 2.6) en schade per muskusrat (8-18 euro/muskusrat/jaar) is wat dat betreft vermoedelijk een onderschatting.

Tabel 2.5 De gefactureerde herstelkosten voor schadegevallen in Dinteloord en Lelystad, ontstaan tijdens de proef objectbescherming door graverij van muskusratten (bron UvW). Om privacy redenen zijn de adressen geanonimiseerd.

Jaar	Organisatie	Plaats	Aard_schade	Herstelkosten (euro)
2017	Brabantse Delta	Dinteloord	gat in het bassin	291
2017	Brabantse Delta	Dinteloord	Beschoeiing plaatsen I	16377
2017	Brabantse Delta	Dinteloord	Beschoeiing plaatsen II	27926
2017	Brabantse Delta	Dinteloord	Beschoeiing plaatsen III	30715
2017	ZZL	Lelystad	28 juni herstellen muskusrattengaten golfpark	136
2017	ZZL	Lelystad	Zwanewater xx herstel schade	164
2015	ZZL	Lelystad	dijktaalud galjoen	368
2016	ZZL	Lelystad	herstellen schade golfpark xx proef	402
2015	ZZL	Lelystad	dijktaalud Warande	410
2017	ZZL	Lelystad	1-3 proef herstel muskusrat Het Bildt I	453
2015	ZZL	Lelystad	Beulakerwiede xxx	490
2016	ZZL	Lelystad	herstel schade Monnickendamstr. I	518
2016	ZZL	Lelystad	herstel schade Torenavalkweg	607
2016	ZZL	Lelystad	herstel schade Monnickendamstr. II	694
2015	ZZL	Lelystad	Galjoen en Lommerrijk	750
2017	ZZL	Lelystad	herstel schade Hollandse Hout xxx en	764
2016	ZZL	Lelystad	6-4 herstellen schade Kopenhagenlaan	798
2017	ZZL	Lelystad	herstel schade Het Bildt xxx proef II	905
2016	ZZL	Lelystad	herstel schade Zwanewater xxx en Galjoen	957
2015	ZZL	Lelystad	herstellen schade Zwanewater xxx	982
2014	ZZL	Lelystad	Herstel talud Lommerrijk xxx	1305
2014	ZZL	Lelystad	herstelwkzh taluds Lommerrijk xxx	1579
2017	ZZL	Lelystad	1 tot 6 mrt herstel schade de Munnik	3332
2017	ZZL	Lelystad	4 juli herstel wkzh Galjoen Lelystad	3872

⁴ Men verwacht in Dinteloord de komende jaren nog meer kosten voor herstel. Er is in 2017 in Dinteloord 1700 meter oeverlengte hersteld. Uit een rapportage van de Brabantse waterschappen (concept) blijkt een nog te verwachten oeverherstel over ongeveer 8255 meter plus 600 meter asfaltweg. Gelet op het na-ijleffect van optredende schade en de duur van vijf jaar na beëindiging van de veldproef waarin deze zal worden geregistreerd, bestaat de mogelijkheid dat het percentage oeverlengte dat hersteld gaat worden nog verder op zal lopen.

Tabel 2.6 Som van herstellkosten (euro) in de twee objectbeschermingsgebieden. Zelfde informatie als tabel 2.5. In de onderste rijen is een indicatieve berekening van de kosten per muskusrat en de kosten per kilometer watergang gegeven. Deze getallen zijn uitdrukkelijk indicatief. Zie tekst.

Jaar	Dinteloord	Lelystad
2014	0	2884
2015	0	3000
2016	0	3977
2017	75309	9626
Eindtotaal	75309	19486
lengte watergang (km)	340	260
aantal dieren in mrt 2017	1023	584
euro/km/jaar	55	19
euro/muskusrat (stand maart 2017)/jaar	18	8

2.12 Publieke acceptatie

De kern van het onderzoek aan het sociale draagvlak van muskusrattenbestrijding was om het effect vast te stellen van de "proef objectbescherming" op de hoeveelheid schade en overlast door muskusratten voor bewoners van Lelystad. Met behulp van de interviews en vragenlijsten hebben Dijkstra & Hermans (2017) laten zien dat bewoners van Lelystad (1) over het algemeen weinig kennis hadden van de veldproef en (2) vaak niet wisten of ze wel of niet tevreden waren met de manier waarop het waterschap het muskusrattenbeheer uitvoert. Van de mensen die wel op de hoogte waren van de veldproef was het merendeel (enigszins) tevreden over het muskusrattenbeheer van waterschap Zuiderzeeland. Echter, (3) er werd wel meer overlast door muskusratten ervaren tijdens de proef vergeleken met de periode daarvoor. De derde bevinding komt overeen met de verwachting dat een toename in muskusratten aantal zou leiden tot meer overlast en schade voor de bewoners.

De bevindingen laten zien dat mensen in Lelystad over het algemeen niet veel bezig waren met muskusrattenbeheer. Dit heeft er waarschijnlijk toe geleid dat weinig mensen op de hoogte waren van de veldproef. De bewoners die wel op de hoogte waren van het onderzoek waren over het algemeen tevreden met het muskusrattenbeheer zoals dat wordt uitgevoerd door waterschap Zuiderzeeland. Concluderend werd uit het enquêteonderzoek opgemaakt dat de veldproef niet heeft geleid tot veel negatieve reacties en dat mensen over het algemeen tevreden zijn met de gangbare vlakdekkende bestrijdingsstrategie. Het is echter wel belangrijk om in beschouwing te nemen dat de steekproef te klein was om solide conclusies te kunnen trekken. Vervolgonderzoek in meer gebieden in Lelystad en met een grotere steekproef is volgens Dijkstra & Hermans (2017) nodig om te bevestigen dat de uitvoering van het gangbare muskusrattenbeheer in Lelystad werkelijk sociaal draagvlak heeft.

In Dinteloord is een dergelijk enquête onderzoek niet uitgevoerd. Uit gesprekken in het gebied bleek echter dat vanaf het begin meerdere agrariërs ongerust waren over te verwachten schade. Dat is ook zo gebleven tijdens de proef. Maar, het gegeven dat:

- 1) het waterschap een compensatie regeling had ingesteld en de proef inhoudelijk goed had uitgewerkt;
- 2) een dagelijks bestuurslid van het Waterschap, die zelf landbouwer was en tevens grote betrokkenheid toonde bij het gebied, zich sterk heeft gemaakt voor een driejarige proef (dus met een einddatum);

3) de lokale bestrijder een groot lokaal netwerk had en veel vertrouwen genoot,

heeft waarschijnlijk sterk bijgedragen aan het feit dat de proef met objectbescherming zonder veel spanning is uitgevoerd in Dinteloord.

2.13 Discussie

In dit hoofdstuk zijn de bevindingen uit de proef met objectbescherming gepresenteerd. Het gaat om praktijkervaring en objectieve gegevens. Een deel van de interpretatie staat in deze paragraaf, maar de discussie of deze strategie effectief en gewenst is, wordt in samenhang met kennis van de andere bevindingen uit de proef en informatie van de andere strategieën elders gevoerd. Bijvoorbeeld in een publiek debat, maar ook in Bos & van Loon (2018).

Gedurende drie jaar is de populatie muskusratten in beide objectbeschermingsgebieden feitelijk onbestreden gebleven. De 'experimentele behandeling' is met 95% minder inzet van tijd ten opzichte van de voorgaande jaren veel extremer dan de 30% extensiveren in de overige 117 proefuurhokken van de veldproef. De inspanning die aan het vangen en doden van muskusratten is besteed gedurende de proef is verwaarloosbaar ten opzichte van de bestede tijd in het verleden of in de nabije omgeving. Dit is in zichzelf al een heel belangrijke verworvenheid, want er bestond al lange tijd, bij veel betrokkenen, een wens om een proef met deze strekking uit te voeren. Die wens is geuit in meerdere van de nut- en noodzaak rapporten, maar ook in een brief van de Zoogdiervereniging, een rapportage door Dierenwelzijnsorganisaties (Zandberg et al. 2011) en door bestuurders in de provincie Groningen, die daartoe rond het jaar 2010 verregaande plannen hadden uitgewerkt.

Dat de populatie in afwezigheid van bestrijding sterk is gegroeid ⁵ gedurende de proefperiode blijkt uit:

- a) state-of-the-art overlevingsmodellen op grond van individueel gemerkte dieren (§ 2.6),
- b) ontwikkelingen in levende vangsten per valnacht (§ 2.6), en
- c) uit de aantallen dood gevangen dieren na afloop van de proef (respectievelijk 706 en 533 in Dinteloord en Lelystad in de eerste drie maanden na hervatting van de bestrijding).

De populatie dichtheden aan het eind van de proef worden geschat op 2,1 tot 3,0 dieren per km watergang. Op grond van literatuur informatie over maximaal waargenomen dichtheden en parameterschattingen ten aanzien van draagkracht lijkt het waarschijnlijk dat deze populaties nog niet aan hun maximum zaten en nog (veel) mogelijkheden tot groei hadden.

In Nederland is één keer eerder een proef zonder bestrijding uitgevoerd, en wel vlakbij Lelystad door Verkaik c.s. (1991). Het ging bij die studie om een dermate klein gebied dat de populatie ontwikkeling er waarschijnlijk in verregaande mate door randeffecten was beïnvloed. In Manitoba (Ca) is een proef zonder bestrijding in tienvoud uitgevoerd in moerasgebied met variatie in waterpeil tussen de gebieden. Daar werd, net als in deze studie, consequent een zeer snelle aanwas van de populatie geconstateerd (Clark & Kroeker 1993).

Het is aangetoond dat de aantallen sterk toe zijn genomen in de periode dat bestrijding tijdelijk achterwege werd gelaten. Dat is een erg belangrijke bevinding, omdat het laat zien dat ook in het huidige tijdsgewricht ziekte, predatie en voedselgebrek geen limiterende factoren zijn voor de populatie muskusratten. Het is experimenteel bewijs voor een effect van bestrijding op de populatie, afkomstig van de objectbeschermingsgebieden Lelystad en Dinteloord.

⁵ U en ik mochten willen dat onze aandelen, de otterpopulatie in Nederland, of de salarissen in het onderwijs zich zo ontwikkelden (dit al naar gelang uw belangrijkste interesse).

In relatie tot de tevoren gestelde hypothesen kunnen we hier stellen dat objectbescherming inderdaad –zoals de opzet was- heeft geleid tot een verminderde inzet van bestrijdingsvelduren per km oeverlengte in het gebied met objectbescherming. Er is tijdens de proef overigens wel een intensievere monitoring geweest om schade in een vroeg stadium te ontdekken. Objectbescherming heeft ook geleid tot een verschil in ontwikkeling van aantallen muskusratten in vergelijking met bestreden en permanent onbestreden gebied.

Er was een verschil in het aantal meldingen van waargenomen muskusratten door derden in Lelystad tijdens en na de proef. Tijdens de proef werd er wel veel gemeld en er na vrijwel niet. Tot op zekere hoogte heeft dit te maken met de oproepen daartoe in de pers en het bestaan van de mogelijkheid tot nadeelcompensatie. Anderzijds is er echt een periode van drie jaar geweest waarin het waarnemen van muskusratten voor het gewone publiek eenvoudig was in deze twee gebieden van Nederland, en in de Oostvaardersplassen, en niet elders. Dat is ook een reden van het hogere aantal meldingen. Het inzicht in de verandering in publieke acceptatie, onder invloed van vermeende en daadwerkelijke ontwikkelingen in populatie en schade, blijft anekdotisch. Er is zeker geen sprake geweest van grote of belangwekkende publieke weerstand of euforie.

Er is wel een toename van graverij geconstateerd. Hierbij is elk geval in zichzelf relatief klein en ogenschijnlijk onbelangrijk. Het geheel kan echter, nog afgezien van veiligheidsrisico's en andere effecten van muskusratten aanwezigheid, een kostbare aangelegenheid zijn.

3 Aanvullende analyse op de veldproef

3.1 Inleiding

In de tussenrapportage bij de veldproef (Bos et al. 2016) is verslag gedaan van een grootschalige, landsdekkende veldproef, waarbij is gevarieerd met de bestrijdingsintensiteit. Het doel van dit experiment was om de effectiviteit van bestrijding nader te onderbouwen. Daarnaast is het effect van seizoensbestrijding onderzocht. De voorafgestelde hypothesen bij de veldproef waren als volgt:

1. Een toename in bestrijdingsinzet (aantal ingezette uren) leidt tot een daling in de vangstsnelheid en een afname in bestrijdingsinzet tot een stijging;
2. Seizoensbestrijding, waarbij relatief meer uren in de winter en het voorjaar worden ingezet, heeft een sterker negatief effect op de vangstsnelheid dan jaarrondbestrijding.

De gegevens van de veldproef zijn met behulp van meerdere statistische methodes geanalyseerd tot december 2015 in Bos et al. (2016). Daarin zijn dus de vangstgegevens in 2016 en 2017 nog niet meegenomen. Dat onderdeel wordt in het onderhavige hoofdstuk gedaan.

Doel en hypothese

Het doel van deze exercitie is om te zien of de inzet en de vangsten in de proefuurhokken zijn veranderd ten opzichte van jaren voorafgaand aan en tijdens de proef, en in hoeverre de experimentele behandelingen hier invloed op hebben gehad.

De verwachting is dat bestrijdingsorganisaties na afloop van de veldproef een extra inzet zullen hebben gepleegd in de proefuurhokken om de inzet weer op het niveau te krijgen van vóór de proef en om te controleren of ze voldoende inzicht hebben in de status van de muskusrattenpopulaties ter plekke. We verwachten dus een effect op uren. Omdat al uit de analyse tot 2015 was gebleken dat er geen systematische ontwikkeling in vangstsnelheden was gezien in relatie tot de behandelingen, zijn er naar verwachting geen effecten van behandelingen op vangsten.

3.2 Methoden

Opzet experiment

Het experiment bestond uit 117 proefuurhokken. Dit zijn atlasblokken (AB) van 5 × 5 km die verspreid lagen over het hele land. De proefuurhokken waren op een random gestratificeerde manier geselecteerd, waarbij rekening is gehouden met bodemtype, recente vangsthistorie en het aantal kilometers waterwegen in een uurhok. Dit laatste staat voor de beschikbaarheid van geschikt habitat voor de muskusrat. Het aantal uurhokken was vervolgens gelijk verdeeld over deze verschillende strata. De ligging van de uurhokken is te zien in figuur 3.1. De schaal van de proefuurhokken (5x5 km) was een bewuste keuze op basis van het feit dat ze vele malen groter is dan de home range van een muskusrat, groter dan proefvlakken uit studies elders (Caley 1987; Clark & Kroeker 1993) en dat ze aansloot bij de bestaande vangstregistratie.

De experimentele behandeling aan de uurhokken bestond uit het toekennen van meer of minder ureninzet ten opzichte van de referentiesituatie (inzet in de periode november 2011 – oktober 2012). Dus, in 39 uurhokken is de bestrijdingsinzet met 30% verhoogd (intensiveren), in 39 uurhokken is deze met 30% verlaagd (extensiveren) en in de resterende 39 uurhokken is de inzet gelijk gebleven (controle). De gekozen variatie in inspanning was het resultaat van een

bewuste afweging van risico, kosten en de kans om de veronderstelde effecten te kunnen waarnemen. Daarnaast is in 36 uurhokken seizoensbestrijding toegepast waarbij de inzet in de zomer (week 21-36) werd beperkt tot 20% van de jaarlijkse inzet. De experimentele opzet is samengevat in de volgende tabel (tabel 3.1).

Tabel 3.1: toegewezen aantal proef uurhokken per behandeling en stratum.

Stratum	Name	EFFort manipulation	DECcrease		CONtrol	INCcrease	
		TEMPoral allocation	no	yes	no	no	Yes
1	little water & few catches		7	6	13	7	6
2	middle group		7	6	13	7	6
3	lot of water & many catches		7	6	13	7	6

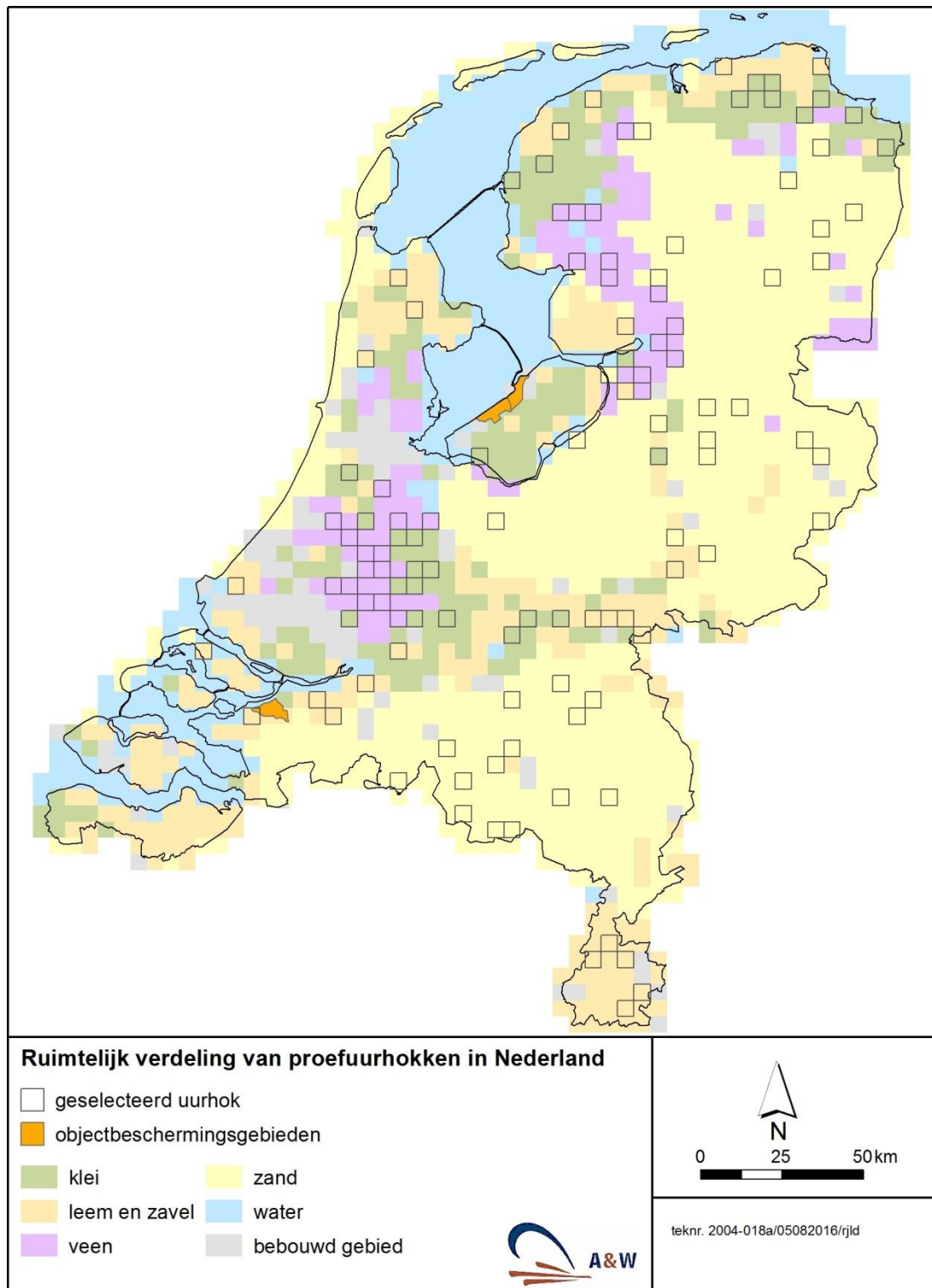
Analyse met data van 2016 en 2017

In deze rapportage, twee jaar na de veldproef, zijn alle gegevens van de veldproef uurhokken en hun omgeving samengenomen, en is gekeken naar de ontwikkelingen in inzet (uren) en vangsten na afloop van het experiment. Per proefuurhok zijn de vangsten en inspanning opgehaald uit vangstregistratie. Ook de vangsten en uren uit de acht omringende uurhokken zijn in de analyses meegenomen op dezelfde wijze als beschreven in Bos et al. (2016). De berekeningen zijn uitgevoerd in R (R-Core team 2017).

De gegevens zijn op jaarbasis per uurhok geaggregeerd. Er zijn drie relevante 'periodes' onderscheiden, waar elke combinatie van jaar en atlasblok aan is toegekend:

- 1 Vóór het experiment: de jaren 2011 en 2012
- 2 Tijdens: de jaren 2013-2015
- 3 Ná het experiment: de jaren 2016 en 2017.

Op basis van de per jaar geaggregeerde gegevens is statistisch getoetst of er een post-experiment effect is van de behandeling. Er zijn meerdere lineaire modellen gemaakt die onderling met elkaar zijn vergeleken. Hierbij is de relatie tussen jaarlijkse vangst en inspanning gemodelleerd met een lineair mixed-effect model (uurhok als random factor). Bekeken is of de absolute aantallen gevangen dieren of de vangstsnelheid in de loop van de verschillende perioden veranderde, en in hoeverre dat verschilde tussen behandelingen.



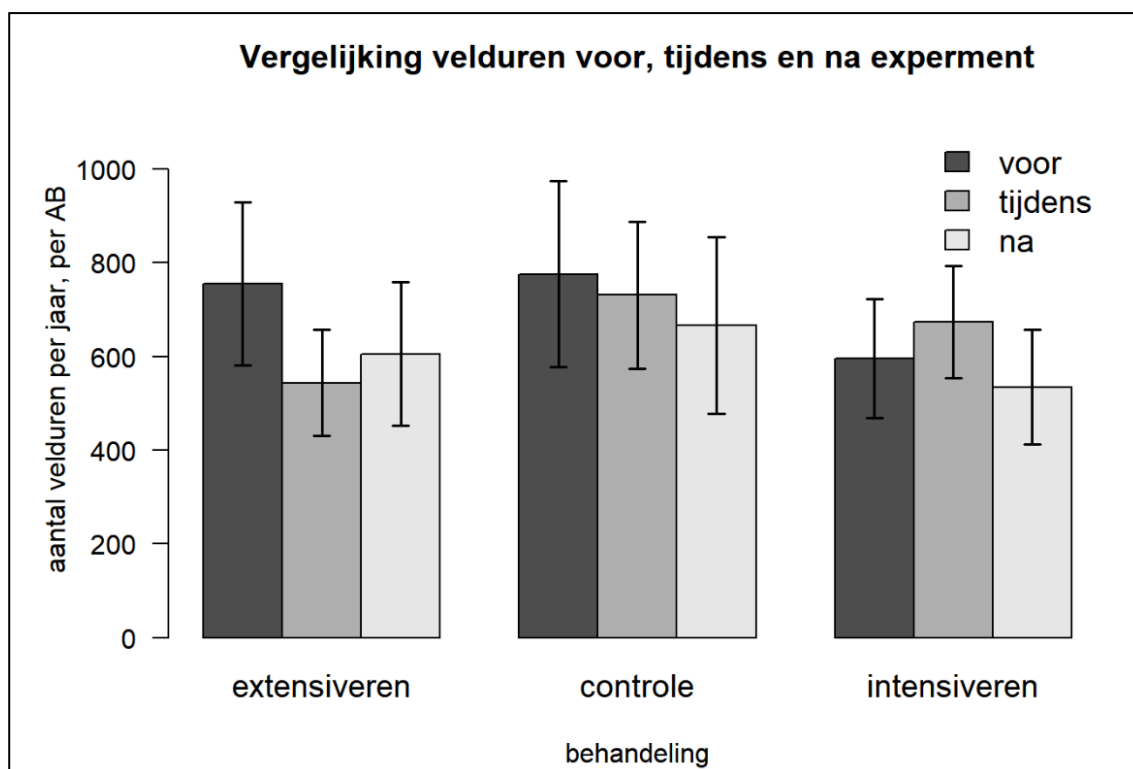
Figuur 3.1 De voor deze proef geselecteerde uurhokken, inclusief de controle gebieden en de objectbeschermingsgebieden. De uurhokken waren geselecteerd, rekening houdend met aanwezige oeverlengte, bodemsoort, vangsthistorie en aanwezigheid van reeds bestaande preventieve maatregelen. In 39 uurhokken veranderde niets. In 39 uurhokken nam de bestrijding wat gas terug en in 39 uurhokken werd de bestrijding geïntensiveerd. In alle gevallen bleef er zicht op de ontwikkelingen van de aantallen gevangen muskusratten. Tevens vielen de experimentele behandelingen binnen de marges van wat er in Nederland aan spreiding in bestrijdingsinzet aanwezig was.

3.3 Resultaten

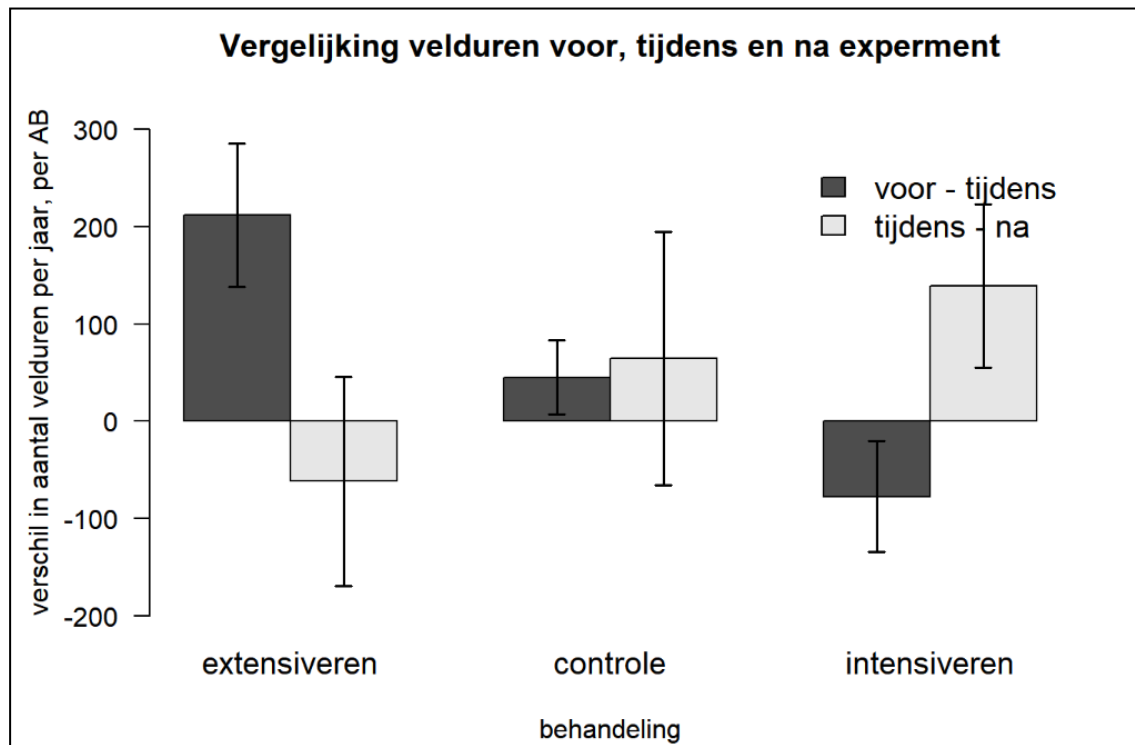
Uren

In de onderstaande figuren 3.2 en 3.3 is de ontwikkeling in de ureninzet gegeven. De grafieken geven beide dezelfde informatie, maar net op een andere manier. In figuur 3.2 staan de gemiddelden per behandeling en periode, terwijl in figuur 3.3 de ontwikkeling is benadrukt door de verschillen te plotten. Uit beide grafieken is dus hetzelfde te lezen.

Tijdens het experiment was er een verlaagde inzet van uren bij extensiveren. Bij intensiveren was er gedurende de proef een verhoogde inzet van uren. Dat was precies de bedoeling. Ná het experiment is de ureninzet onder extensiveren gemiddeld iets groter dan tijdens de proef, maar het haalt niet het niveau van vóór de proef. Onder de behandelingen 'controle' en 'intensiveren' worden minder uren ingezet ná de proef dan ervoor of tijdens. Over de studie periode als geheel was er daarmee een daling in de ureninzet, hetgeen de landelijke daling volgt.



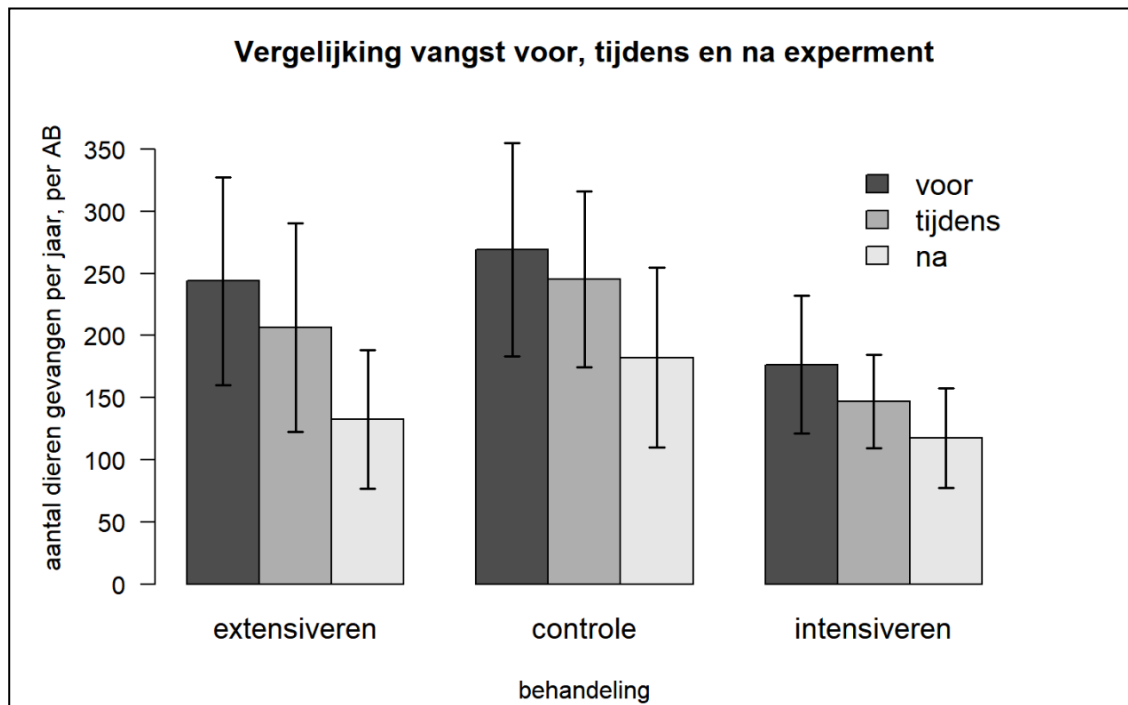
Figuur 3.2 De bestede velduren per atlasblok (AB) per behandeling, voor, tijdens en ná de veldproef. De foutenbalkjes verwijzen naar twee keer de standaardfout.



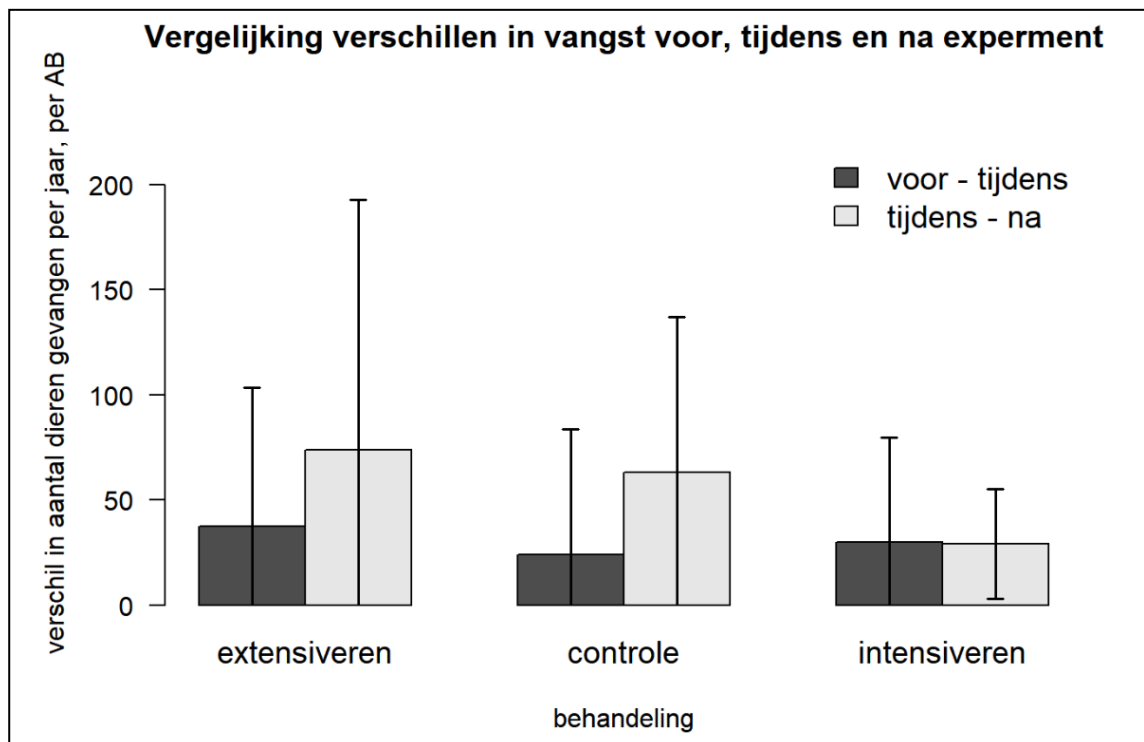
Figuur 3.3 De verandering in de bestede velduren per atlasblok (AB) tussen periodes, per behandeling. De foutenbalkjes verwijzen naar twee keer de standaardfout.

Vangsten

Het aantal dieren dat gevangen wordt ligt onder alle behandelingen lager ná de veldproef dan ervoor of tijdens. In figuren 3.4 en 3.5 is dit inzichtelijk gemaakt. Beide figuren geven dezelfde informatie, maar net op een andere manier. In figuur 3.4 staan de gemiddelden per behandeling en periode, terwijl in figuur 3.5 de ontwikkeling is benadrukt door de verschillen te plotten.



Figuur 3.4 De gerealiseerde vangsten per atlasblok (AB) per behandeling, voor, tijdens en ná de veldproef.



Figuur 3.5 De verandering in de gerealiseerde vangsten per atlasblok (AB) tussen periodes, per behandeling.

Toetsing van de ontwikkeling

Op basis van de per jaar geaggregeerde gegevens is statistisch getoetst of er in de twee jaar na de veldproef nog opvallende ontwikkelingen zijn te zien in de vangsten en uren. We noemen dat hier een 'post-experiment' effect.

In de periode ná het experiment zijn er minder dieren gevangen in alle behandelingen. Een model waarin vangsten afhankelijk zijn van inspanning met een additief effect van periode is goed passend ⁶. Het model laat zien dat in absolute zin per atlasblok 40 dieren minder per jaar worden gevangen in de periode na het experiment. De modellen met behandeling 'inspanning (intensiveren, controle of extensiveren) en/of 'seizoensbestrijding' (wel of niet seizoensbestrijden) verklaren de spreiding in de data minder goed. Er is dus vooral een tijdseffect: De vangsten zijn gedaald in de proefuurhokken, maar dat is min of meer onafhankelijk van de behandeling.

Er is overigens wél een post experiment effect van behandeling op de ingezette veldtijd, het aantal uren. In de periode na de proef zijn er in de uurhokken met de 'extensiveren'-behandeling meer velduren besteed (11% meer in periode na de veldproef t.o.v. tijdens de veldproef (605 uur t.o.v. 543 uur gemiddeld per uurhok)). Toch lagen de vangsten ook in deze uurhokken na de veldproef lager (36%). Niets wijst er dus op dat de populaties in deze uurhokken zijn toegenomen. De bevindingen uit de veldproef, zoals beschreven in de tussenrapportage (Bos et al. 2016) blijven daarmee overeind. Ze worden hieronder in de discussie gememoreerd.

3.4 Discussie

Resultaten tot eind 2015

Uit de resultaten tot eind 2015 was gebleken dat de grootschalige veldproef geen experimenteel bewijs had geleverd dat een wijziging van de bestrijdingsintensiteit met 30% (plus of min) een effect heeft op de ontwikkeling in de vangstsnelheid. Dat betekent dat in gebieden waar de intensiteit van vangen werd verminderd, geen sprake was van een eenduidige toename in aantallen en vice versa.

Uit de analyses bleek wél heel duidelijk dat de vangstsnelheden in de proefgebieden samenhangen met de omgeving en de vangstsnelheden juist voorafgaand aan de proef. Het effect van de vangst hoeveelheden in de naburige uurhokken, was veel sterker dan van tevoren verwacht. De vangsten correleren tot afstanden van zeker 10 km met die in de omgeving en ook in de tijd hangen de vangsten samen. De gemiddelde vangstsnelheid in de buurhokken (voor hetzelfde seizoen) verklaart veel van de variatie in vangstsnelheid in de proefuurhokken, en méér dan de vangstsnelheid voorafgaand aan de proef, bestrijdingsorganisatie of bodemtype.

Verder bleek uit individuele cases dat de kwaliteit van de inzet het verschil kan maken tussen een dalende of een stijgende trend ⁷. Ruimtelijke samenhang en kwaliteit van inzet zijn dus belangrijker gebleken dan tevoren gedacht. Deze factoren hadden kennelijk een groter effect dan een wijziging in vangstinspanning van +/- 30%. De uitgevoerde veldproef voldeed volledig aan de voorwaarden van een goede opzet, maar de gekozen variatie in vangstinspanning, was naar alle waarschijnlijkheid te klein gegeven de schaal van de proefuurhokken.

⁶ (model 2: catch ~ effort + period + (1 | AB))

⁷ Kenmerken van kwalitatief goede bestrijding zijn besproken in bijlage 7 van Gronouwe & Bos (2018).

Aanvullende analyses

De aanvullende analyses met de gegevens uit 2016 en 2017 erbij veranderen dat beeld niet. De omvang van de gemiddelde daling in vangsten tijdens en na het experiment zijn niet in belangrijke mate beïnvloed door de behandelingen. In de periode na de proef zijn er in de uurhokken met de 'extensiveren'-behandeling wel meer velduren besteed dan tijdens de proef. Maar dat is een helder verklaarbare reactie van de organisaties na afloop van een toch ingrijpend experiment.

Het lag in de lijn der verwachting dat bestrijdingsorganisaties in de proefuurhokken -waar een aantal jaren beperking hadden gelegen op de in te zetten tijd- de inzet weer terug zouden gaan brengen naar het niveau van vóór de proef. Of een extra inzet zouden gaan plegen ten opzichte van voorgaande jaren om tenminste te controleren wat de status was van de muskusrattenpopulaties ter plekke. In de twee jaar na de veldproef is 11% meer besteed t.o.v. de inzet tijdens veldproef in de 'extensiveren' uurhokken. Maar het is interessant om te zien dat dit nog niet de 30% verlaging compenseert die experimenteel was opgelegd. Blijkbaar was er over het geheel genomen voldoende vertrouwen bij de bestrijdingsorganisaties dat er geen grote onontdekte populaties waren ontstaan.

En ondanks dat er na het experiment meer uren zijn ingezet in de 'extensiveren' proefuurhokken lagen de vangsten ook in deze uurhokken na de veldproef lager (36%). Gemiddeld genomen zijn de populaties in deze uurhokken dus niet toegenomen als gevolg van het experiment.

Het komt erop neer dat de veldproef plaats vond in een periode waar de vangsten (en ook de geschatte populatie, c.f. van Loon et al. 2017) in heel Nederland, in bijna alle gebieden, een dalende trend vertoonde. Die trend heeft zich onverminderd voortgezet tijdens en na het experiment.

Samenvattend

Zeer belangrijk in dit verband is de bevinding dat in de objectbeschermingsgebieden van Dinteloord en Lelystad wel een sterke toename in populatie omvang is vastgesteld op grond van degelijke veldmetingen (zie hoofdstuk 2). En dat er vergelijkbare gegevens zijn van de Oostvaardersplassen die onomstotelijk laten zien dat muskusratten in onbestreden gebied in Nederland in hogere dichtheden aanwezig zijn dan in bestreden gebied, over een periode van meerdere jaren (zie hoofdstuk 2). De metingen de objectbeschermingsgebieden laten zien dat ook in het huidige tijdsgewricht ziekte, predatie en voedselgebrek geen limiterende factoren zijn voor de populatie muskusratten. Daar komt dus experimenteel bewijs vandaan voor een effect van bestrijding op de populatie. In de veldproef was de gekozen variatie in vangstinspanning, naar alle waarschijnlijkheid te klein, gegeven de schaal van de proefuurhokken. In Lelystad en Dinteloord was die experimenteel opgelegde vermindering in vangstinspanning -met meer dan 95% minder inzet- wel voldoende om tot een aantoonbaar effect te leiden.

Maar de veldproef leert ons wel een aantal andere belangrijke dingen. Bijvoorbeeld dat ruimtelijke schaal en samenhang veel belangrijker zijn dan tevoren gedacht. Vangsten en vangstsnelheden correleren over meer dan tien kilometer met elkaar en de gemiddelde vangstsnelheid in omliggende uurhokken blijkt de beste voorspeller van die in een uurhok zelf. Die kennis is belangrijk, omdat het uitmaakt voor de schaal waarop bestrijding wordt georganiseerd. Het helpt ook om in te schatten hoeveel tijd en geld het kost om uitzonderingen toe te staan op een overigens vlakdekkende strategie.

In de veldproef zijn ook de omvang en aantallen van schades, die zijn toe te wijzen aan graverij door muskusratten, gekwantificeerd. Voor het eerst is er een verband aangetoond tussen het aantal schades en een index van aanwezige aantallen muskusratten (Bos et al 2016). Deze bevinding is waardevol, omdat het onderdeel is van de primaire argumentatie om te investeren in muskusrattenbestrijding.

Daarnaast is er veel duidelijker zicht gekomen op de rol van de kwaliteit van de inzet, waarvan veel aspecten door het management kunnen worden beïnvloed.

4 Literatuur

- Bos D, E. Klop, Hemert H van, et al (2016a) Beheer van Muskusratten in Nederland. Effectiviteit van bestrijding op grond van historie en een grootschalige veldproef. Deel 1 & 2. Samenvatting & Achtergrond studies. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden
- Bos D, Hollander H, Klop E, Ydenberg RC (2017) Bijvangst bij de muskusrattenbestrijding. Ontwikkeling tussen 2007 en 2016. *Zoogdier* 28:23–25.
- Bos D, Timmerman F, Ydenberg RC (2016b) Muskusrattenbestrijding tijdens de MKZ-crisis in 2001. *Lutra* 59:33–48.
- Bos D, van Loon EE (2018) Beheer van de Muskusrat in Nederland. Synthese van een grootschalige veldproef en parallelle studies. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden
- Bos D, Ydenberg RC, Hergarden I (2012) Proefopzet veldproef Muskusratten. Unie van Waterschappen, Den Haag
- Brabantse waterschappen (in voorb.) Schadeherstel Veldproef Objectbescherming Dinteloord (concept) Brabantse waterschappen.
- Caley MJ (1987) Dispersal and Inbreeding Avoidance in Muskrats. *Anim Behav* 35:1225–1233.
- Clark WR, Kroeker DW (1993) Population-Dynamics of Muskrats in Experimental Marshes at Delta, Manitoba. *Can J Zool* 71:1620–1628.
- de Jong C, van Mourik B (2014) Veldproef muskusratten – Zenderonderzoek najaar 2014. HAS Hogeschool /Bureau van de Zoogdierverseniging, 's-Hertogenbosch/Nijmegen
- Dijkstra E, Hermans J (2017) Roadmap to a complete removal of the muskrat. Universiteit van Amsterdam
- Doude van Troostwijk WJ (1977) Monitoring Musk-rat Control in the Netherlands. *EPPO Bull* 7:415–421.
- Driessen C (2014) Veldproef Muskusratten Pilot zenderonderzoek Chris Driessen. Zoogdierverseniging, Nijmegen
- Groenbos S, Moerkens D (2014) Projectplan objectbescherming veldproef muskusratten. Unie van Waterschappen, Den Haag
- Gronouwe J, Bos D (2018) Toekomst van het muskusrattenbeheer in Nederland. De mogelijkheden onderzocht. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden
- Heeres RW, Struijf MS (2016) Muskusratten bouwen in oevers. Afstudeerrapport van Hall. Waterschap Zuiderzeeland
- Laake JL (2013) RMark: An R interface for analysis of capture-recapture data with MARK.
- Miller C, Witzier P, Zobel M (2018) Leeftijdscategorieën van een muskusratten (*Ondatra zibethicus*) populatie uit Dinteloord in een onbestreden situatie Leeftijdscategorieën van een muskusratten (*Ondatra zibethicus*) populatie uit Dinteloord in een onbestreden situatie. HAS Hogeschool, Den Bosch
- Otis DL, Burnham KP, White GC, Anderson DR (1978) Statistical inference for capture data on closed animal populations.
- Pankakoski E (1980) An improved method for age determination in the muskrat, *Ondatra zibethica* (L.). *Ann Zool Fennici* 17:113–121.
- R Core Team (2017) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- van de Venne G (2015) Muskusratten in de Oostvaardersplassen. Populatieomvang, verplaatsingen en graaactiviteiten. Hogeschool Inholland, Delft
- van Eerde D (2006) Bestrijdingsplan Muskusratten Oostvaardersplassen. Waterschap Zuiderzeeland, Lelystad
- van Loon E, Bos D, van Hellenberg Hubar C, Ydenberg R (2017) A historical perspective on the effects of trapping and controlling the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in the Netherlands. *Pest Manag Sci* 73:305–312. doi: 10.1002/ps.4270
- Verkaik AJ (1991) Verspreidings- en verplaatsingspatronen van muskusratten in Flevoland. R.I.N., Arnhem

- Westra SA, Meijer BKC (2013) Handleiding levend vangen muskusratten. Zoogdiervereniging, Nijmegen.
- White GC, Burnham KP (1999) Program MARK: Survival Estimation from Populations of Marked Animals. *Bird Study* 46:120–138.
- Zandberg F, de Jong P, Kraaijeveld-Smit F (2011) Muskusrat. Op alternatieve wijze schade voorkomen. Bont voor Dieren, De Faunabescherming, Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Dieren, Den Haag

Bijlage 1 Experimental evidence for the effectiveness of controlling muskrat (*Ondatra zibethicus* L.) populations by trapping

Running title: effectiveness of trapping to control muskrats

Submitted to *Integrative Zoology*:

Daan Bos ^{a, b, ‡}, Rosemarie Kentie ^c, Maurice La Haye ^d & Ronald C. Ydenberg ^{e, f}

^a Altenburg & Wymenga ecological consultants. Suderwei 2, 9269 TZ Veenwouden, the Netherlands. d.bos@altwym.nl;

^b Community and Conservation Ecology — Centre for Ecological and Evolutionary Studies, University of Groningen, P.O. Box 11103, 9700 CC Groningen;

^c Department of Zoology, University of Oxford, Oxford, OX1 3PS, UK

^d Dutch Mammal Society, P.O. Box 6531, 6503 GA Nijmegen, the Netherlands. maurice.lahaye@zoogdiervereniging.nl

^e Wageningen University, Resource Ecology Group, P.O. Box 47, 6700 AA, Wageningen, the Netherlands.

^f Centre for Wildlife Ecology, Department of Biological Sciences, Simon Fraser University, Burnaby, BC. CANADA V5A 1S6 ydenberg@sfu.ca.

‡ Corresponding author: phone: 00-31-(0)511 474764, fax number: 00-31-(0)511 472740.

Acknowledgments

We very much appreciate the help of all professional trappers, colleagues of A&W, and colleagues of the Dutch Mammal Society. Special thanks to Sil Westra and Emiel van Loon for their input. This research wasn't possible without the support of the Dutch and Regional Water Authorities, in this study represented by Peter Blanker, Dolf Moerkens and Fokke Jonkman. We are grateful to Staatsbosbeheer for the permission to collect data in the Oostvaardersplassen nature reserve.

Abstract

Unambiguous evidence for the effectiveness of muskrat (*Ondatra zibethicus* L.) control in well-established populations in mainland Europe is lacking. Yet, this evidence is important given ongoing public debate on the need for muskrat control and the political desire at the level of the European Union to eradicate Invasive Alien Species, including muskrat.

In this study, live-trapping indices of muskrat abundance were compared between sites at which (i) muskrat control was suspended for three years (Suspended Trapping); (ii) sites with ongoing control by kill-trapping (Ongoing Trapping); and (iii) a site at which control had been abandoned more than eight years previously (No Trapping).

In the No Trapping area, muskrat abundance was variable, but consistently high, while abundance was consistently low in the Ongoing Trapping sites. At the Suspended Trapping sites, the index of muskrat abundance increased from a level near that of the Ongoing Trapping sites to that of the No trapping sites. The findings are corroborated by data from robust design mark-recapture models and data from kill-trapping. The results are interpreted as compelling experimental proof for an effect of muskrat control on muskrat numbers, a basic premise of the control programme.

Key words: Capture Mark Recapture, IAS, pest-species, population dynamics, trapping

Conflict of Interest: The authors declare that they have no conflict of interest.

Ethical approval: The 'Principles of Laboratory Animal Care' (NIH Publication Vol 25, No. 28 revised 1996; <http://grants.nih.gov/grants/guide/notice-files/not96-208.html>) were followed, as well as specific national laws where applicable (DEC-protocol VZZ 12.04 & AVD2280020172844). All procedures performed in studies involving animals were in accordance with the ethical standards of the institution or practice at which the studies were conducted.

INTRODUCTION

Population management of Invasive Alien Species (IAS) is a world-wide issue for several important reasons. The muskrat (*Ondatra zibethicus* L.), for example, is considered a serious threat for human safety, economy and biodiversity in several countries in NW Europe (EU Deputy Direction of Nature 2015). Its habit to make holes and large burrow systems in earthen dams (levees), banks and other water retaining structures is considered dangerous, especially in regions below sea level that can be flooded when these structures are damaged (BCM 2006; Bayoumi & Meguid 2011). As a means to minimize negative effects of muskrat presence, and especially their burrowing, muskrat populations are being controlled in some, but not each, of the countries in Europe. The efficacy of this population management has been questioned in the past (Zandberg, de Jong & Kraaijeveld-Smit 2011; Pelz 1996) and has therefore been subject to an experimental study, about which we report in this paper.

The muskrat is a medium-sized rodent, native to North America, with a semi-aquatic lifestyle. Basic reviews on their biology are given in Boutin and Birkenholz (1987), Heidecke and Seide (1990) and Perry (1982). Natality, mortality and dispersal are all affected by population density and show strong seasonal variation (Errington 1954; Simpson & Boutin 1989; Clark & Kroeker 1993). Muskrat populations are present in large parts of NW Europe, as a result of their introduction in 1905 (Artimo 1960; Long 2003; Le Louarn & Quéré 2011). New European legislation (EU- Regulation no 1143/2014 on the management of invasive alien species) has identified muskrat as posing a high risk and the species is now on the list of IAS of Union concern. Member States will be required to take appropriate action if muskrat populations are found on their territories. Derogations from this obligation are only possible if methods are unavailable, or if it can be demonstrated with reasonable certainty that the costs will, in the long term, be exceptionally high and disproportionate to the benefits of action.

In large parts of North America, where muskrat occur in their natural range and negative effects are not important, populations are exploited for fur, while control is not an issue. It is, however, interesting to note that even in the United States the species is considered among the most relevant burrowing animals in levees and dams, and that muskrat control is implemented in many states for that particular reason (Bayoumi & Meguid 2011).

In several European countries control is not an issue anymore because population sizes have declined for unknown, natural causes. This has happened for example in Sweden (pers. comm. P-A Åhlen), Finland, Poland (data Finland Natural Resources Institute LUKE, <http://statdb.luke.fi>; Brzezinski et al. 2010), Lithuania (Ulevicius et al. 1999; Butautytė-Skyrienė et al. 2011), Russia (Danilov 2016) and Slovakia (Rajsky et al. 2003 in Lammertsma & Niewold 2005). In contrast, muskrat control is still a resource demanding activity in Flanders (Belgium), the Netherlands and parts of Northern Germany. This is because large parts of these areas are below sea level and the integrity of the flood waLelystad is of vital importance. In these countries, muskrats are captured using mechanical means only; no poison is being used. The numbers of animals killed in these programs are high (until recently several hundreds of thousands per year; van Loon et al. 2017a). In addition, there are negative side effects of the control programme, such as unwanted by-catch of fish, birds and mammals (Bos et al. 2017), disturbance of nature areas and blocking of ecological corridors by muskrat-traps.

Several authors have argued that annual killing rates by trappers were too low relative to recruitment to result in significant population decrease, thereby expressing their doubt about the efficacy of muskrat control programs (Barends 2002; Zandberg, de Jong & Kraaijeveld-Smit 2011; Pelz 1996). However, in the U.K. the effectiveness of muskrat control was complete in five well-documented cases, where small, recently established populations have been fully

eradicated (Robertson et al. 2017; Gosling & Baker 1989). Circumstantial evidence for an effect of muskrat control on population size in well-established populations in mainland Europe is provided by statistical correlation and population dynamic modeling in studies by van Loon et al. (2017a; 2017b), a theoretical model by Bos and Ydenberg (2011), and field experience in Flanders (VMM 2010; Stuyck 2008). Additional evidence from a manipulation experiment would allow singling out the effect by trapping from other relevant variables like disease, climatic factors, food availability and predation, as well as other (unknown) confounding factors on the muskrat population dynamics. So far, experimental evidence is lacking. In this study we present this evidence based on a field experiment that was conducted in the Netherlands over the years 2013-2017 in ten study sites, using data from systematic Capture-Mark-Recapture (CMR) studies and information from dead captures. CMR is a standard ecological methodology to estimate survival rates and population densities and enables us to follow population development (Otis et al. 1978).

Aim

Our aim is to assess, with an experimental set-up, the effect of muskrat control on population size in well-established populations. Our hypotheses are that 1) density of muskrat will be higher in the absence of muskrat trapping in comparison to areas under muskrat control and, 2) densities of muskrat will increase in areas where trapping is temporally suspended.

MATERIAL AND METHODS

Context of the study area: muskrat in the Netherlands

About one-third of the Netherlands is situated below sea level, while about two thirds of the country is vulnerable to flooding. There is an abundance of suitable muskrat habitat in the form of rivers, streams, lakes, canals, swamps and agricultural areas with a dense network of different sized ditches. Water levels are generally strongly regulated and stable throughout the year. The Netherlands has a mild sea-climate with average winter temperatures of about 2 °C. A diverse predator community is present on land, in the water and in the air, for example fox (*Vulpes vulpes* L.), otter (*Lutra lutra* L.), pike (*Esox lucius* L.), grey heron (*Ardea cinerea* L.) and white tailed sea eagle (*Haliaeetus albicilla* L.). Also the non-native predator American mink (*Neovison vison* S.) is present, since they regularly escape from fur-farms, but no viable population has established yet (Dekker & Hofmeester 2014).

The arrival of muskrats in the Netherlands (1941) was anticipated for more than a decade, and ever since a dedicated control programme has been in place (Barends 2002; van Loon et al. 2017a; Doude van Troostwijk 1976). From 2004 onwards, muskrat catches in the Netherlands have declined considerably, which is suggested to be a result of high investment in control effort (van Loon et al. 2017a).

Study sites

We compared sites in the Netherlands at which (i) muskrat control was suspended for three years (Suspended Trapping); (ii) sites with ongoing control by kill-trapping (Ongoing Trapping); and (iii) a site at which control had been abandoned more than eight years previously (No Trapping).

At two experimental sites muskrat trapping was halted from January 2014 until March 20st 2017 (Suspended Trapping (ST)). These sites were located near the village of Dinteloord (51.6N, 4.3E) and near the town of Lelystad (52.4N, 5.4E). The Dinteloord area is dominated by agriculture, while the Lelystad area is more urbanized – although with many parks and green areas (see Figure 1 and Table 1 for further details). In the years prior to the cessation of trapping, the annual trapping effort in these areas amounted to 480 and 800 hours, respectively. During the experiment a limited trapping effort (< 5 % of previous annual totals) had to be maintained to ensure the integrity of strategic dikes and dams in a few specific

situations at which no muskrat presence was allowed. Directly after the experiment ended in the ST sites, kill-trapping was resumed.

An area where no muskrat trapping was exerted since 2006 (van Eerde 2006) was located at the Oostvaardersplassen (No Trapping (NT), Figure 1 and Table 1). The Oostvaardersplassen is a large nature reserve, with a 3600 ha marsh area and 4000 ha adjoining grassland grazed by wild cattle, horses, deer and geese (Beemster 2015).

Six other sites were selected to serve as reference. Here, year round muskrat control by kill-trapping continued to be implemented (Ongoing Trapping (OT)) sites (Figure 1, Table1). These sites were 5 x 5 km 'atlas squares', based on the national Dutch grid reference (Vogelbescherming Nederland 2007). They were composed of three pairs (near the towns of Raalte (52.3N, 6.2E), Sneek (53.0N, 5.6E) and Boskoop (52.0N, 4.6E)) representing three strata. The three strata are categories of atlas squares in the Netherlands (low, medium, high) that resulted from a clustering using the two-step cluster algorithm in SPSS 20 (Bos et al. 2016), and differ in (i) linear length of waterways (see Table 1); (ii) historical muskrat trapping effort; and (iii) historical muskrat catch. The length of watercourses (km) is an estimate of the amount of muskrat habitat and is defined in van Loon *et al.* (2017a). Historical muskrat trapping effort and historical muskrat catch refer to the mean annual muskrat catch and mean annual effort over three years prior to the experiment (2009-2011).

The 'low' plots near Raalte have sandy soil, little muskrat habitat (90-91 km waterway), little annual trapping effort (< 100 hours per plot in 2012) and only a few captures of muskrat. The 'high' plots near Boskoop have a peat soil, much muskrat habitat (680 – 728 km waterway) and high trapping effort (1900-3300 hours per plot in 2012). The plots near Sneek are also on a peat soil and represent the intermediate stratum (with 361-378 km of waterway and 400-760 hours in 2012). The sites are a subset of 117 experimental atlas squares that had been selected within the framework of a large-scale field experiment (January 2013-December 2015) on the effects of manipulating trapping effort on muskrat catches, described in Bos et al. (2016).

Capture-Mark-Recapture

We live-trapped muskrats on all ten study sites (see Figure 1, Table 1) in order to make estimates of population size using Capture-Mark-Recapture (CMR) methodology. All live-trapped muskrats were fitted with two ear-marks having an unique number per pair (Monel tag #1). Professional trappers in and outside study areas subsequently reported marked re-trapped muskrats, including those killed or found dead. CMR sessions took place directly after the spring dispersal period, and again just before autumn dispersal period. Each CMR session lasted eight trap-nights (two times four trap-nights from Monday evening until Friday morning, with no live-trapping during the intervening weekend).

In the six OT sites, six CMR sessions were undertaken between April 2013 and October 2016. In the ST sites there were seven CMR sessions between spring 2014 and spring 2017. In each session, 40 live-trapping cages were placed in the middle 9 km² of each 5*5 km atlas square. Live-traps were placed along water bodies on floating rafts, or directly on banks. Locations were pre-selected beforehand and maintained throughout the study. The distance between live-traps was ~350m. At the OT sites, the regular trapping program (using kill-traps) was temporarily suspended during these 8-day CMR sessions. Kill-trapping was already suspended as a treatment for the ST sites.

The set-up at the NT site differed slightly because it was situated in a nature area, CMR had to be concentrated along the large ditches with boat access, as the vegetation in the main marsh area was quite impenetrable. Here the CMR sessions lasted six trap-nights per session (Monday through Wednesday nights in two successive weeks, with no live-trapping during the intervening weekend. The autumn 2015 session was shortened at the request of park management, to minimize potential disturbance of a recently established Otter. CMR took place from spring 2014 until autumn 2015 in the eastern marsh (an estimated area of 6.4 ha and 2.2 km of waterway) with an additional two sessions in the autumns of 2016 and 2017 in the

western part of the marsh. The dataset for the NT site was thus less consistent than that of the others.

Finally, one trial session of live-trapping using this methodology was conducted near the village of Leuth (51.8N, 5.9E), on the Dutch border with Germany. This site is characterized by a high rate of immigration and is referred to as the TRIAL site.

Data analysis

The Dutch muskrat control program registered data systematically since 1987, aggregated by atlas square. This database provided background information on annual dead capture rates (muskrats km^{-1} waterway y^{-1}) in atlas squares corresponding to each of the study sites (see Table 2). This information is described first as a background to the analyses.

As an index of muskrat abundance we used the number of live captures in each session relative to the number of trap-nights, expressed as captures per 100 trap nights. We used a generalized linear model (GLM) with a quasi-Poisson error distribution to test the relationship of muskrat abundance index to: treatment (OT, ST, NT) and season (spring and autumn). We started with a full model including all interactions, and used backward selection to remove insignificant interactions until no further improvement was possible. Models were assessed using F-tests, which is appropriate for quasi family models. All analyses were performed in R version 3.4.2 (R Core Team 2017). The same models were evaluated for live captures of unique individuals.

In order to substantiate findings with regard to abundance from the above analysis (using live captures per trap night) and to provide estimates of other demographic parameters such as survival and/or immigration, we also analyzed the CMR-data with a robust design mark-recapture model (Kendall, Nichols & Hines 1997). This was done using the package RMark (Laake 2013) which is an interface in R for the program MARK (White & Burnham 1999). We tested robust design models using primary occasions (spring or autumn) and secondary occasions (trap nights within a season) to estimate survival probability between the primary occasions, and resighting probability as well as population abundance per primary occasion. We did not take dead captures into account, as the percentage was low. Assumptions of the robust design models are: 1) the population is 'closed' during the secondary occasions; i.e. no births or mortalities and no immigration nor emigration should occur within that time span, and 2) all individuals are correctly identified (Kendall et al 1997). Because the trap nights spanned 10 days at maximum, we assumed that the population was indeed closed during the secondary occasions. We also assumed no tag loss. Models were fitted separately per site due to differences in the number of trapping sessions. If the data allowed it, an estimate was made of the number of muskrats prone to capture per session (i.e. within the neighborhood of the live-traps). Per site, we compared models where survival and resighting probability could vary between primary occasions, where survival and resighting probability were constant over time, where immigration and emigration rate could be random or fixed to zero. The low sample size could not support models in which e- and immigration differed between sessions, but population abundance was allowed to vary between sessions. Model selection was assessed using Akaike's Information Criterion for low sample sizes (AICc). We used the primary occasions to test for goodness of fit of the data with `release.gof()` in RMark for the three sites combined, and found no overdispersion ($\chi^2 = 7.15$, $df = 9$, $P > 0.5$). In the NT site the dataset was limited to four sessions from 2014 to 2015 in the eastern marsh for this particular analysis.

Dead captures and estimates of density

The percentage of marked individuals reported dead by regular trapping during the experiment was calculated per treatment, by summing all known individuals reported to be trapped and dividing them by the number of animals marked.

We calculated two estimates of muskrat density for the end of the experiment (20st of March 2017) in the ST sites. The first was calculated from the total dead catch in the first 10 weeks after kill trapping was resumed, multiplied by the ratio of the number of marked individuals presumed to be alive at the end of the experiment and the number of marked individuals

reported dead in the first 10 weeks after kill trapping was resumed. The second estimate of density was obtained using the graphical method of DeLury (in Doude van Troostwijk 1977). According to this method a population estimate can be obtained from the dead captures in spring (the months of March, April and May) by plotting the monthly captures against the cumulative number captured in the preceding months of the year and extrapolating the line to intercept the x-axis.

Results

Background information on dead captures

In Table 2, the background data on dead captures is presented per study site. Among the OT sites, the dead capture rates vary within a range of 0 – 1.39 muskrat $\text{km}^{-1} \text{y}^{-1}$, with the higher values for the 'high' stratum (OT5 and OT6; note that this is a logical result from the stratification, which was based upon available habitat and historical catch). The TRIAL area at the German border is characterized by a relatively high dead capture rate (mean is 0.84 ± 0.08 s.e. muskrat $\text{km}^{-1} \text{y}^{-1}$), given that it is situated in the 'low' stratum. Kill-trapping in the ST sites directly after the experiment ended, resulted in 706 (Dinteloord) and 533 (Lelystad) muskrat trapped dead in the first 10 weeks after the end of the experiment (21st March- 31st May 2017). That caused a strong peak in dead capture rates in 2017 in the atlas squares including the ST sites (1.1-2.2 muskrat $\text{km}^{-1} \text{y}^{-1}$), Table 2). In the OT sites dead capture rates remained constant over the study period. Obviously, no data for dead captures in the NT site are available, but in the zone surrounding the nature reserve about $0.64 \text{ muskrat km}^{-1} \text{yr}^{-1}$ (± 0.14 s.e.) kill captures were made annually.

Live capture indices

During the study we captured 935 live muskrats comprising 289 unique individuals. The trapping rate (live captures per 100 trap nights) in the NT treatment was $25.8 (\pm 2.7 \text{ s.e. } n = 1 \text{ site, 6 sessions})$, almost 50 times higher than in the OT treatment ($0.54 \pm 0.14 \text{ s.e.; } n = 6 \text{ sites, 6 sessions}$; see Figure 2). Perhaps due to the inconsistent nature of the data collection, the NT site is much noisier, but neither treatment shows any hint of a trend over time.

In strong contrast, in the ST treatment the index of muskrat abundance strongly increased over time from a level matching that of the OT treatment in 2013 (after which control was suspended) to that matching the NT treatment in 2017 (Figure 2). The final backwards-iterated model to explain variation in live capture rate contained highly significant effects of treatment, season, year and the interaction treatment*year (Table 3). The pattern for live captures of unique individuals was analogous and is therefore not presented.

Near the border with Germany, in the TRIAL area, our field trial with the CMR method resulted in a particularly high value of the index of muskrat abundance of 20.4 captures/100 trap-nights ($n = 1 \text{ site, 1 session}$), given that the area is under muskrat control (Figure 2).

Survival analyses and population estimates using MARK

It was possible to fit a mark-recapture model for the NT site, although the model could not estimate muskrat abundances. The best model for this site had constant survival ($0.368 \pm 0.080 \text{ s.e.}$) over the sessions and a varying chance of e- and immigration ($0.209 \pm 0.156 \text{ s.e.}$). In Dinteloord and Lelystad the model with most support was a model with recapture rate varying per session, constant survival ($0.236 \pm 0.059 \text{ s.e.}$ and $0.236 \pm 0.059 \text{ s.e.}$ respectively) and no e- or immigration. The models allowed us to estimate muskrat numbers for several years and the results demonstrate higher numbers in Dinteloord and Lelystad at the end of the experiment, than at the start (see Figure 3A and B). In the appendix the AICc model selection tables are given, as well as the detailed tables with parameter estimates.

Marked individuals captured dead and estimates of density

In and around the OT sites, 40% of marked individuals were killed during the regular kill-trapping and reported. One marked individual from the ST area ($< 1\%$) has been trapped dead and reported outside the boundaries of the study site, during the experiment.

Given the survival estimate of 0.24 per half-year, the number of marked individuals present at the end of the experimental period, was estimated at 55 and 21 for Dinteloord and Lelystad respectively (Table 4). The majority was quickly trapped after kill-trapping was resumed in March 2018: 38 in Dinteloord and 19 in Lelystad respectively (see Table 4). The total number of muskrats captured dead in the three months after trapping (March-May) was 706 and 533, leading to estimated population densities of 2.3 - 3.0 muskrat km⁻¹ in the spring of 2018. Using the graphical method of DeLury (see Doude van Troostwijk 1977) we alternatively estimated a density of 2.1 muskrat km⁻¹ on both sites.

Discussion

The important finding of this study is that muskrat numbers strongly increased after the experimental suspension of control by kill-trapping. Prior to the suspension of trapping, the muskrat abundance index on the experimental 'suspended trapping (ST)' sites was low and matched that on sites with ongoing trapping (OT). The index increased, once trapping ceased, to match that on sites without trapping (NT). This increase contrasts with the temporal pattern of kill-trapping on the 6 OT sites (see Table 2) and with a declining trend in catches in the Netherlands as a whole (van Loon et al. 2017a). The CMR models estimated significantly higher muskrat numbers on the ST sites at the end of the experimental period, corroborating the above findings. Once the experiment ended, an intense effort to remove all muskrats resulted in hundreds of muskrat trapped and killed in the ST treatment sites, but not in the OT sites. Thus, in the current Dutch landscape, with the currently prevailing diseases, food availability, climatic conditions and composition of the predatory fauna, a threefold increase in muskrat abundance was measured over three years under field conditions when muskrat control was suspended (Fig 3). These experimental results provide compelling evidence that the statistical relationship between trends in muskrat captures and control effort found by van Loon et al. (2017a) is causal.

The robust design mark-recapture models allowed estimation of muskrat numbers prone to capture at the ST sites. Because muskrats have a territory and do not mix randomly, an estimate of the density of muskrats from these numbers depends onto their home range and the area sampled. The density of traps was probably too low to effectively cover all home ranges of present muskrats in the entire area. We succeeded however in obtaining a reliable estimate of density using the information on numbers of captured muskrat after the experiment stopped, in combination with the number of marked individuals presumed to be alive, divided by the number of marked individuals reported dead (Table 4), arriving at an estimate of density between 2.3 - 3.0 muskrat km⁻¹. Using the graphical method of DeLury (see Doude van Troostwijk 1977) we estimated a density of 2.1 muskrat km⁻¹ in both sites. These values are low in comparison to the range of values published elsewhere (range 4-48 muskrat km⁻¹; Doude van Troostwijk 1976; Brooks & Dodge 1986; Leboulengé & Leboulengé-Nguyen 1981).

The fact that parameters for emigration and immigration were not estimated in the robust-design capture-recapture models for the ST sites Dinteloord and Lelystad is probably a consequence of low sample size. The survival estimates (per half year) are 0.24 ± 0.06 s.e. for Lelystad and Dinteloord and 0.38 ± 0.08 s.e. for the Oostvaardersplassen (the NT site) which is in the same order as values measured in North America (Clark & Kroeker 1993; 0.29-0.46; Clay & Clark 1985). While there may be a biological explanation for the difference, we are not prepared to draw this conclusion because of the low sample size (n= 193 individuals over three years at three sites). In addition, the best-fitting models differ between the treatments, with variable migration at the NT site, and zero migration at the ST sites.

Muskrat abundance in the Dutch landscape

The only site with a high index of muskrat abundance while under muskrat control (see Figure 2) was located at the border with Germany. That location was chosen as a TRIAL site because it was anticipated that chances of live-capture would be high. Both field experience and kill capture data made it clear that immigration is high at this border and we presume this is related to higher muskrat densities on the German side of the border. Substantial numbers of muskrat were captured dead in this boundary region during the spring and autumn dispersal periods. Our live-capture data confirm the high encounter rates with muskrats here, and corroborate the

conclusion made by several authors (Matis & Kiffe 1999; van Loon et al. 2017b; Bos et al. 2016) that the role of migration cannot be neglected in population dynamics of muskrat. This will especially be so in the presence of a gradient in density.

Generally, all six OT sites had a low muskrat abundance index throughout the study period, indicating low population size. We believe these three pairs of sites are representative of sites on the Dutch landscape with high (OT5 and OT6 near Boskoop), medium (OT3 and OT4 near Sneek) and low (OT1 and OT2 near Raalte) amounts of muskrat habitat. The ST and NT sites were all located in areas with a medium amount of muskrat habitat, and had developed a high muskrat abundance index in the absence of control. This suggests that muskrat population sizes are nowadays low at a national scale, at least in the second and third stratum, in comparison to what is likely to happen in the absence of effective control. It is consistent with the finding that current muskrat numbers in the country are low in comparison to the recent past, which was a conclusion in the previously mentioned population dynamic model study (van Loon et al. 2017b) and which has also been deduced from the historical catch data (Unie van Waterschappen 2017; van Loon et al. 2017a).

Consequences for management

Effectiveness of trapping is one of the basic premises of the control program and this study delivers experimental evidence that muskrat density is causally related to control. However, other criteria need to be considered as well when evaluating the need and usefulness of muskrat control. These criteria fall beyond the scope of this paper, but they include at the least the existence of a relationship between numbers and serious damage (see van Hemert *in* Bos et al. 2016), a lack of feasible alternative methods to prevent this damage and ethical considerations. To a lesser extent the cost-benefit ratio may be taken into account. It is recommended to carefully study the feasibility of alternative methods to prevent damage and provide a cost-benefit analysis (CBA: Reyns et al. 2018). In the meantime it is recommended that the current low densities are valued as the result of a large investment (*sensu* Clark 2010), which should not be discarded without proper information on the alternatives.

Conclusions

Under the prevailing conditions in the Dutch landscape, and given the current investments in trapping, muskrat control strongly inhibits muskrat population size.

References

- Artimo A (1960). The dispersal and acclimatization of the muskrat in Finland. *Other Publications in Wildlife Management. Paper 65*, 21:1–101.
- Barends F (2002). The Muskrat (*Ondatra zibethicus*): expansion and control in the Netherlands. *Lutra*, **45**(2), 97–104.
- Bayoumi A, Meguid MA (2011). Wildlife and safety of earthen structures: A review. *Journal of Failure Analysis and Prevention*, **11**(4), 295–319.
- BCM (2006). *Gevolgen van graverij door muskusratten en beverratten voor de veiligheid van waterkeringen* (in Dutch). DHV, Amersfoort.
- Beemster N (2015). *Muskusratten in transecten in de moeraszone van de Oostvaardersplassen in 1987-2014* (in Dutch). Altenburg & Wymenga, Veenwouden.
- Bos D, Klop E, van Hemert H, et al. (2016). *Beheer van Muskusratten in Nederland. Effectiviteit van bestrijding op grond van historie en een grootschalige veldproef. Part 1 & 2* (in Dutch). Altenburg & Wymenga, Veenwouden.
- Bos D, Hollander H, Klop E, Ydenberg RC (2017). Bijvangst bij de muskusrattenbestrijding. Ontwikkeling tussen 2007 en 2016. *Zoogdier*, **28**(3), 23–25.
- Bos D, Ydenberg R (2011). Evaluation of alternative management strategies of muskrat *Ondatra zibethicus* population control using a population model. *Wildlife Biology*, **17**(2), 143–155.
- Boutin S, Birkenholz DE (1987). Muskrat and Round-tailed Muskrat. In: Novak M et al., eds. *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*. Toronto, Ontario Trappers Association, pp. 315–325.
- Brooks RP, Dodge WE (1986). Estimation of habitat quality and summer population density for Muskrats on a watershed basis. *Journal of Wildlife Management*, **50**(2), 269–273.

- Brzezinski M, Romanowski J, Zmihorski M, Karpowicz, K (2010). Muskrat (*Ondatra zibethicus*) decline after the expansion of American mink (*Neovison vison*) in Poland. *European Journal of Wildlife Research*, **56**(3), 341–348.
- Butautytė-Skyrienė G, Paulauskas A, Ulevicius A (2011). Assessment of invasive muskrat *Ondatra zibethicus* distribution and impacts on ecosystems in Lithuania. In: 8th European Vertebrate Pest Management Conference Assessment. Julius-Kühn-Archiv, 432, pp. 34–35.
- Clark CW (2010). Optimal control theory in one dimension. In: Clark CW, ed., *Mathematical Bioeconomics: The Mathematics of Conservation*, 3rd ed. John Wiley & Sons Ltd, New Jersey.
- Clark WR, Kroeker DW (1993). Population-Dynamics of Muskrats in Experimental Marshes at Delta, Manitoba. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie*, **71**(8), 1620–1628.
- Clay RT, Clark WR (1985). Demography of muskrats on the Upper Mississippi River. *Journal of Wildlife Management*, **49**(4), 883–890.
- Danilov P (2016). The Muskrat – *Ondatra zibethica* L. In: *New Mammals in the Russian European North*. Karelian Research Center, RAS, Petrozavodsk, pp. 294–295.
- Dekker JJA, Hofmeester TR (2014). The status of the American mink (*Neovison vison*) in the Netherlands. *Lutra*, **57**(1), 5–15.
- Doude van Troostwijk WJ (1976). *The Muskrat (Ondatra zibethicus L.) in the Netherlands, its ecological aspects and their consequences for man*. Leiden, Rijksuniversiteit Leiden.
- Doude van Troostwijk WJ (1977). Monitoring Musk-rat Control in the Netherlands. *EPPO Bull*, **7**(2), 415–421.
- van Eerde D (2006). *Bestrijdingsplan Muskusratten Oostvaardersplassen (in Dutch)*. Waterschap Zuiderzeeland, Lelystad.
- Errington PL (1954). On the Hazards of Overemphasizing Numerical Fluctuations in Studies of Cyclic Phenomena in Muskrat Populations. *Journal of Wildlife Management*, **18**(1), 66–90.
- EU Deputy Direction of Nature (2015). *Ondatra zibethicus* risk assesment. EU, Strassbourg.
- Gosling LM, Baker SJ (1989). The Eradication of Muskrats and Coypus from Britain. *Biological Journal of the Linnean Society*, **38**(1), 39–51.
- Heidecke D, Seide P (1990). Bisamratte *Ondatra zibethicus* (L.). In: Stubbe P, ed. *Buch der Hege Band 1 Haarwild*. Berlin, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag.
- Kendall WL, Nichols JD, Hines JE (1997). Estimating Temporary Emigration Using Capture-Recapture Data with Pollock's Robust Design. *Ecology*, **78**, 563–578.
- Laake JL (2013). *RMark: An R interface for analysis of capture-recapture data with MARK*. AFSC Processed Rep. 2013-01, 25 p. Alaska Fish. Sci. Cent., Seattle WA.
- Lammertsma DR, Niewold FJJ (2005). *Muskusrattenbestrijding in Nederland: een quick scan naar nut noodzaak en alternatieven (in Dutch)*. Wageningen, Alterra.
- Leboulengé E, Leboulengé-Nguyen PY (1981). Ecological Study of A Muskrat Population. *Acta Theriologica*, **26**(1–7), 47–82.
- Long J (2003). *Introduced Mammals of the World: Their History, Distribution and Influence*. CSIRO Publishing, Collingwood, VIC, Australia.
- van Loon EE, Bos D, van Hellenberg Hubar C, Ydenberg RC (2017a). A historical perspective on the effects of trapping and controlling the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in the Netherlands. *Pest Management Science*, **73**(2), 305–312.
- van Loon EE, Ydenberg RC, Bos D (2017b). *Statistical estimation of Musk rat abundance*. Veenwouden/Amsterdam, Altenburg & Wymenga /Universiteit van Amsterdam.
- Le Louarn H, Quéré J-P (2011). *Les rongeurs de France: faunistique et biologie. 3e Edition revue et augmentée*, Editions Quae, Versailles.
- Matis JH, Kiffe TR (1999). Effects of immigration on some stochastic logistic models: A cumulant truncation analysis. *Theoretical Population Biology*, **56**(2), 139–161.
- Otis DL, Burnham KP, White GC, Anderson DR (1978). Statistical inference for capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs*, 62, pp. 3-135.
- Pelz HJ (1996). Zur Geschichte der Bisambekämpfung Deutschland. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft*. **317**, 219–234.
- Perry Jr. HR (1982). Muskrats. In: Chapman JA, Feldhamer GA, eds. *Wild Mammals of North America*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 282–325.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reyns N, Casaer J, De Smet L, Devos K, et al. (2018). Cost-benefit analysis for invasive

- species control: the case of greater Canada goose *Branta canadensis* in Flanders (northern Belgium). PeerJ 6:e4283; DOI 10.7717/peerj.4283.
- Robertson PA, Adriaens T, Lambin X, Mill A, *et al.* (2017). The Large-Scale Removal of Mammalian Invasive Alien Species in Northern Europe. *Pest Management Science* **73**, 273-279.
- Simpson MR, Boutin S (1989). Muskrat, Ondatra-Zibethicus, Population Responses to Harvest on the Old Crow Flats, Yukon-Territory. *Canadian Field-Naturalist*, **103**(3), 420–422.
- Stuyck J (2008). Muskusrattenbestrijding in Vlaanderen. Bevalt de nieuwe aanpak. *Zoogdier*, **19**(3), 18–19.
- Ulevicius A, Mickus A, Madeikyte R (1999). History and present status of semiaquatic mammals in Lithuania. Proceedings of the 111 International Symposium Semiaquatic Mammals and their Habitats; 25-27 May 1999, Osnabrück, Germany.
- Unie van Waterschappen (2017). *Landelijk jaarverslag 2016. Muskus- en beverratten*. Den Haag, Unie van Waterschappen.
- VMM (2010). *Ratten op Vlaamse wijze*. Vlaamse Milieumaatschappij-VMM, Erembodegem.
- Vogelbescherming Nederland (2007). *Topografische inventarisatieatlas voor flora en fauna van Nederland*. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- White GC, Burnham KP (1999). Program MARK: Survival Estimation from Populations of Marked Animals. *Bird Study* **46** (Supplement), 120–138.
- Zandberg F, de Jong P, Kraaijeveld-Smit F (2011). *Muskusrat. Op alternatieve wijze schade voorkomen*. Bont voor Dieren, De Faunabescherming, Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Dieren, Den Haag.

Table 1. Characteristics of the ten study sites. AS codes identify an 'Atlas square'. The column 'stratum' refers to a categories of atlas squares in the Netherlands (low, medium, high) differing in (i) linear length of waterways; (ii) historical muskrat trapping effort; and (iii) historical muskrat catch.

Treatment_code	Treatment	Study site	Location	soil type	length of waterway (km)	Stratum	area (ha)	Remark
ST	Suspended Trapping	Lelystad	Lelystad	clay	260	medium	2526	urban
ST	Suspended Trapping	Dinteloord	Dinteloord	sabulous clay	340	medium	3936	rural
NT	No Trapping	OVP	Oostvaardersplassen	clay	na	medium	3600	nature reserve
OT	Ongoing Trapping	OT1	Raalte	sand	91	low	2500	AS 27-18
OT	Ongoing Trapping	OT2	Raalte	sand	90	low	2500	AS 27-48
OT	Ongoing Trapping	OT3	Sneek	peat	378	medium	2500	AS 10-47
OT	Ongoing Trapping	OT4	Sneek	peat	361	medium	2500	AS 11-41
OT	Ongoing Trapping	OT5	Boskoop	peat	728	high	2500	AS 31-35
OT	Ongoing Trapping	OT6	Boskoop	peat	679	high	2500	AS 31-42
TRIAL	Ongoing Trapping	Leuth	Leuth	sabulous clay	66	low	2500	near German border

Table 2. Background information on dead and live capture rates over the study period for atlas squares corresponding to, or overlapping with, each of the study sites. Dead capture rate refers the sum of annual captures per kilometer of watercourse per year ($n \text{ km}^{-1} \text{ yr}^{-1}$). Live capture rates refer to the mean over the study per site.

Treatment code	Treatment	Study site	Dead capture rate ($n \text{ km}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)					Live captures ($n/100 \text{ trap-nights}$)	
			2013	2014	2015	2016	2017	mean total	mean unique
ST	Suspended Trapping	Lelystad (incl. surroundings)	1.22	0.69	0.23	0.60	2.19	6.1	2.7
ST	Suspended Trapping	Dinteloord (incl. surroundings)	0.45	0.26	0.37	0.27	1.11	13.6	4.7
NT	No Trapping	OVP						25.8	7.5
surroundings- NT	Ongoing Trapping	OVP	1.24	0.58	0.54	0.35	0.51		
OT	Ongoing Trapping	OT1	0.08	0.35	0.34	0.69	0.53	0.7	0.5
OT	Ongoing Trapping	OT2	0.01	0.00	0.03	0.02	0.13	0.1	0.1
OT	Ongoing Trapping	OT3	0.28	0.27	0.05	0.03	0.02	0.1	0.1
OT	Ongoing Trapping	OT4	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.6	0.2
OT	Ongoing Trapping	OT5	0.63	0.78	1.29	1.39	0.85	0.4	0.3
OT	Ongoing Trapping	OT6	0.44	0.87	1.21	1.00	0.62	1.3	0.7
Trial	Ongoing Trapping	Leuth	0.71	1.20	0.71	0.86	0.71	20.4	3.2

Table 3. Parameters included in the backwards-iterated GLM Poisson model (which agreed best with the data) to explain variation in live capture rate and their significance. The model used a log link function and a quasi-Poisson error distribution. Parameters between brackets are not included in the final model.

Parameter	Df	Resid. Df	F	p
NULL		55		
treatment	2	53	159.96	< 0.001
season	1	52	14.32	< 0.001
year	1	51	27.56	< 0.001
treatment*year	2	49	11.57	< 0.001
parameters not included in final model				
(treatment * season)	2	49	1.07	0.35
(season*year)	1	46	0.32	0.58
(treatment*season*year)	2	44	1.58	0.22

Table 4. The number of marked individuals captured dead in the first three months after regular kill-trapping was resumed in the ST treatment. in relation to total dead catch in the same period. The estimated number of unique individuals presumed to be alive was calculated from the numbers marked per season multiplied by survival (0.24 per half year). Using the ratio of marked animals present and reported a population estimate has been made.

Site	unique individuals reported dead (March-May 2017)	unique individuals presumed alive March 20th 2017	Total dead catch (March-May 2017)	Population estimate (#)	Density (#/km)
Lelystad (Lelystad)	19	21	533	584	2.3
Dinteloord (Dinteloord)	38	56	706	1023	3.0

Figure legends

Figure b.1. Location of the two experimental areas where muskrat control was temporarily suspended (Suspended Trapping; spring 2014-March 2017), six stratified randomly selected reference sites (Ongoing Trapping), the site without any muskrat control (i.e. the Oostvaardersplassen marsh; No Trapping as of 2006) and the TRIAL area at the German border near the village of Leuth. The grey squares refer to atlas squares that had been subject to a large scale management trial, which formed framework for this particular sub-experiment.

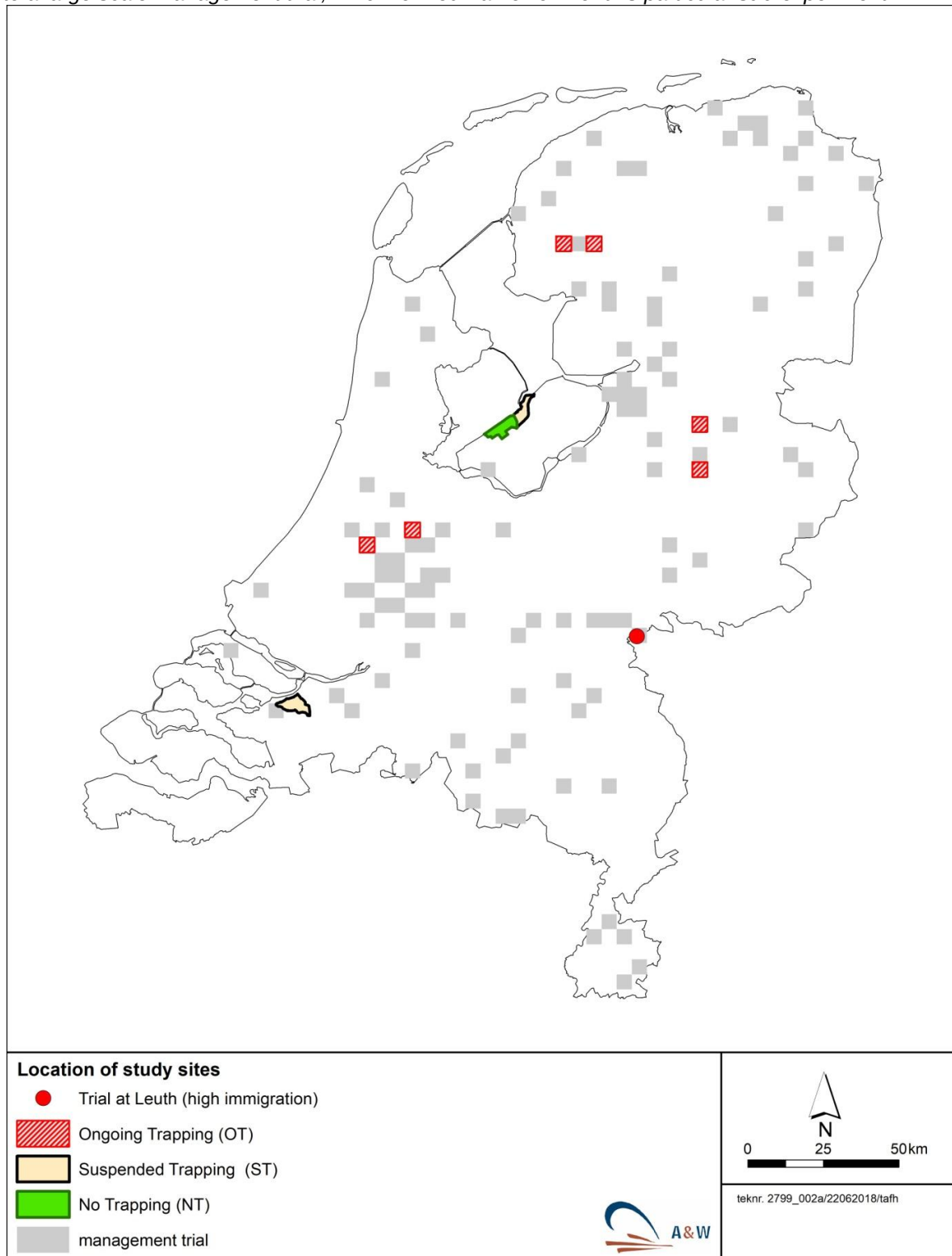


Figure b.2. Measured indices of muskrat abundance (live captures/100 trapnights) in ten study sites in the Netherlands per treatment. Black dots: ST-sites Dinteloord en Lelystad (Suspended Trapping from spring 2014-March 2017). Green squares: NT-site Oostvaardersplassen (No Trapping as of 2006); open white circles: OT-sites (Ongoing Trapping). Black circle with red background: TRIAL-site near the border with Germany (Ongoing Trapping but with high immigration; additional data point which is not in the model). See Table 1 for details regarding the sites. The lines indicate the predicted values from the best model and the grey area refers to the 95% confidence interval over the prediction.

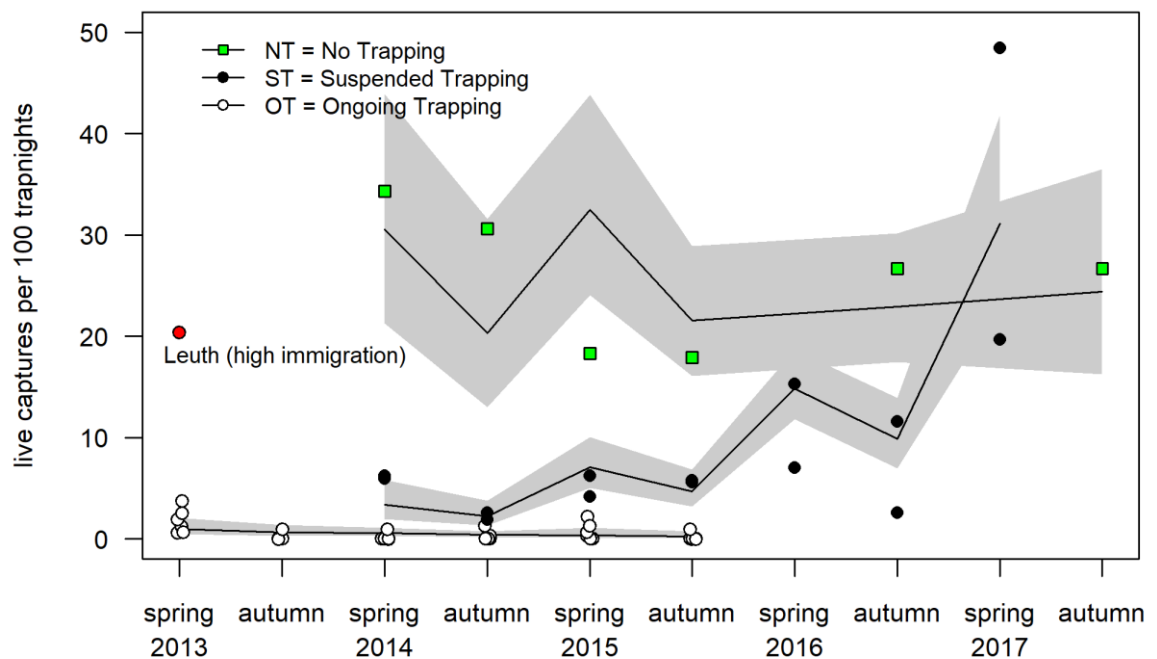
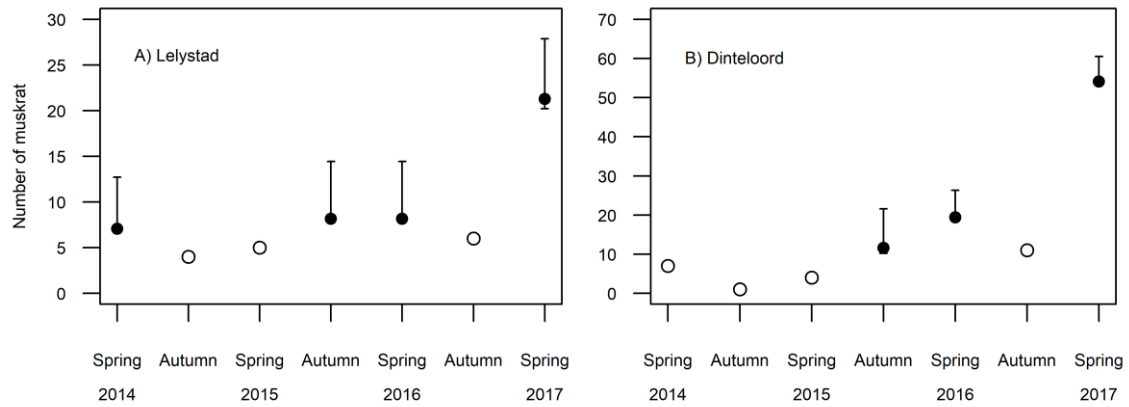


Figure b.3 A and B. The estimated number of muskrats prone to capture in the city of Lelystad (A) and Dinteloord (B) using Capture Mark Recapture modeling. The black dots refer to capture sessions for which the analysis was able to produce an estimate of population size and their corresponding 95% confidence interval. White dots refer to the number of unique individuals caught during those capture sessions where no population estimate could be produced.



Appendix 1. AICc model selection tables and detailed tables with parameter estimates

Number of unique individuals per primary occasion

season	year	Dinteloord	Lelystad	OVP
spring	2014	7	7	18
autumn	2014	NA	3	14
spring	2015	4	5	4
autumn	2015	9	8	12
spring	2016	18	7	NA
autumn	2016	8	4	NA
spring	2017	51	19	NA

Dinteloord*Model selection results for Dinteloord.*

S	GammaDoublePrime	GammaPrime	p	c	f0	model	npar	AICc	DeltaAICc	weight	Deviance
2	~1	~1	~1	~session	~session	No.migration.Sdot.pses	15	674.3	0.0	0.9	339.9
6	~1	~1	~1	~session	~session	rand.migration.dot.session	17	678.8	4.5	0.1	339.9
4	~time	~1	~1	~session	~session	No.migration.St.pses	20	681.2	6.9	0.0	335.5
1	~1	~1	~1	~1	~session	No.migration.Sdot.pdot	9	685.7	11.4	0.0	364.4
8	~time	~1	~1	~session	~session	rand.migration.t.s	22	685.9	11.5	0.0	335.5
5	~1	~1	~1	~1	~session	rand.migration.dot.dot	11	690.0	15.7	0.0	364.4
3	~time	~1	~1	~1	~session	No.migration.St.pdot	14	692.3	18.0	0.0	360.1
7	~time	~1	~1	~1	~session	rand.migration.t.dot	16	696.8	22.5	0.0	360.1

Parameter estimates for Dinteloord

					estimate	se	lcl	ucl
S	g1	c1	a0	t1	0.236	0.059	0.139	0.370
p	g1	s1	t1		0.357	0.064	0.243	0.490
p	g1	s2	t1		0.750	0.153	0.377	0.937
p	g1	s3	t1		0.625	0.086	0.449	0.773
p	g1	s4	t1		0.195	0.054	0.110	0.323
p	g1	s5	t1		0.316	0.042	0.240	0.402
p	g1	s6	t1		0.420	0.053	0.322	0.525
p	g1	s7	t1		0.357	0.025	0.310	0.406
f0	g1	a0	s1	t0	0.000	0.000	0.000	0.000
f0	g1	a0	s2	t0	0.000	0.000	0.000	0.000
f0	g1	a0	s3	t0	0.000	0.000	0.000	0.000
f0	g1	a0	s4	t0	1.609	2.139	0.223	11.622
f0	g1	a0	s5	t0	0.420	1.142	0.024	7.328
f0	g1	a0	s6	t0	0.000	0.000	0.000	0.000
f0	g1	a0	s7	t0	1.077	1.393	0.154	7.521
Gamma"	g1	c1	a0	t1	0.000	0.000	0.000	0.000

S is survival probability. p is recapture probability. f0 is required for estimating abundance, lcl = lower confidence level, ucl = upper confidence level.

Lelystad

Model selection results for Lelystad.

S	GammaDoublePrime	GammaPrime	p	c	f0	model	npar	AICc	DeltaAICc	weight	Deviance
1	~1	~1	~1	~1	~session	No.migration.Sdot.pdot	9	437.5	0.0	0.6	203.6
5	~1	~1	~1	~1	~session	rand.migration.dot.dot	11	438.8	1.2	0.3	200.0
2	~1	~1	~1	~session	~session	No.migration.Sdot.pses	15	445.6	8.1	0.0	197.0
3	~time	~1	~1	~1	~session	No.migration.St.pdot	14	446.4	8.8	0.0	200.2
6	~1	~1	~1	~session	~session	rand.migration.dot.session	17	446.6	9.1	0.0	192.7
7	~time	~1	~1	~1	~session	rand.migration.t.dot	16	447.2	9.7	0.0	195.9
4	~time	~1	~1	~session	~session	No.migration.St.pses	20	455.2	17.6	0.0	193.0
8	~time	~1	~1	~session	~session	rand.migration.t.s	22	456.0	18.5	0.0	188.1

Parameter estimates for Lelystad.

					estimate	se	lcl	ucl
S	g1	c1	a0	t1	0.235	0.059	0.139	0.370
Gamma"	g1	c1	a0	t1	0.000	0.000	0.000	1.000
Gamma'	g1	c1	a1	t2	0.020		0.000	1.000
p	g1	s1	t1		0.359	0.017	0.326	0.393
f0	g1	a0	s1	t0	0.000	0.000	0.000	0.000
f0	g1	a0	s2	t0	0.000	0.000	0.000	0.000
f0	g1	a0	s3	t0	0.000	0.000	0.000	0.000
f0	g1	a0	s4	t0	0.000	0.000	0.000	0.000
f0	g1	a0	s5	t0	0.000	0.000	0.000	0.000
f0	g1	a0	s6	t0	0.000	0.000	0.000	0.000
f0	g1	a0	s7	t0	1.036	1.324	0.151	7.129

Oostvaardersplassen

Model selection results for OVP.

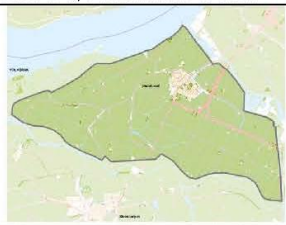
S	GammaDoublePrime	GammaPrime	p	c	f0	model	npar	AICc	DeltaAICc	weight	Deviance
5	~1	~1	~1	~1	~session	Rand.migration.dot.dot	8	268.7	0.0	0.6	175.6
1	~1	~1	~1	~1	~session	No.migration.Sdot.pdot	6	271.4	2.7	0.1	182.6
7	~time	~1	~1	~1	~session	Rand.migration.t.dot	10	271.9	3.2	0.1	174.3
6	~1	~1	~1	~session	~session	Rand.migration.dot.session	11	271.9	3.2	0.1	172.0
3	~time	~1	~1	~1	~session	No.migration.St.pdot	8	274.2	5.5	0.0	181.1
8	~time	~1	~1	~session	~session	Rand.migration.t.s	13	275.2	6.5	0.0	170.7
2	~1	~1	~1	~session	~session	No.migration.Sdot.pses	9	275.6	6.9	0.0	180.3
4	~time	~1	~1	~session	~session	No.migration.St.pses	11	278.6	9.9	0.0	178.8

Parameter estimates for OVP.

					estimate	se	lcl	ucl
S	gOVP	c1	a0	t1	0.368	0.08	0.228	0.533
Gamma"	gOVP	c1	a0	t1	0.209	0.156	0.04	0.626
Gamma'	gOVP	c1	a1	t2	0	0	0	0
p	gOVP	s1	t1		0.621	0.028	0.564	0.675
f0	gOVP	a0	s1	t0	0	0	0	0
f0	gOVP	a0	s2	t0	0	0	0	0
f0	gOVP	a0	s3	t0	0	0	0	0
f0	gOVP	a0	s4	t0	0	0	0	0

Bijlage 2. Kenmerken per gebied

De beoogde proefgebieden onderling vergeleken:

	Kenmerken	Dinteloord, Brabantse Delta	Lelystad, Zuiderzeeland
			
1.	Oppervlakte	3.936 ha en 340 km waterloop	2.526 ha en 260 km waterloop
2.	Randlengte	34,7 km	30,16 km
3.	Aanwezigheid objecten, km's	Primaire kering Volkerak, Steenbergse Vliet en Mark Secundaire keringen Overige keringen Bebouwde kom Dinteloord 5 km	Wanneer volledige kering meegeteld wordt: 30 km Enkele stuwen en kades.
4.	Logische eenheid	Duidelijke begrenzing door waterkeringen rondom	Duidelijke begrenzing door waterkeringen en spoorlijn
	Risico's		
5.	Beheersbaarheid risico's	Goed door continu aanwezigheid	Goed door continue bewaking
	Uren en populatie		
6.	Verwachte startpopulatie	Ca 70 (de meeste muskusratten worden zuidelijk van het proefgebied gevangen).	In de loop van 2014: ca 250
7.	Verwachte toename aan populatie	Ca 1.000 stuks, expert judgement muskusratbestrijders.	In het gebied loopt de populatie op tot de draagvlak van het gebied: ca 800 stuks
8.	Huidige vangsten in het gebied;	69 stuks (2013)	200-250 stuks per jaar
9.	Huidige uren in het gebied;	481 uur	Ca 800 uur
10.	Verwachte vangsten tijdens de proef objectbescherming	Rond Dinteloord en bij omliggende waterkeringen	200-300 vangsten uit/bij te beschermen objecten
11.	Verwachte ureninzet tijdens de proef objectbescherming (bestrijdingsuren)	Gemiddeld 800 uur per jaar. Inzet met name aan 2 zijden langs de omliggende waterkering en rond Dinteloord.	Naar verwachting 600-800-1000 uur voor resp. 1 ^e , 2 ^e en 3 ^e jaar veldproef ten behoeve van de te beschermen objecten.
12.	Verwachte ureninzet tijdens de proef objectbescherming (monitoring objecten)	Gemiddeld 400 uur per jaar	Gemiddeld 800 uur per jaar
13.	Verwachte inzet om populatie terug te brengen naar niveau startpopulatie	Ca 3.500 uur	Ca 2.000 uur
	Overig		
14.	Verwachtingen t.a.v. logistiek en formaliteiten	2 extra fte nodig, 1 bestrijder + 1 adm. kracht. Naarmate populatie zich ontwikkelt steeds meer meldingen af te handelen. Verhoogde inzet/aanwezigheid in proefgebied en omliggende zones.	Naarmate populatie zich ontwikkelt steeds meer meldingen af te handelen. Verhoogde inzet/aanwezigheid in proefgebied en omliggende zones.

Adres

Suderwei 2
9269 TZ Feanwâlden
Telefoon 0511 47 47 64
info@altwym.nl

www.altwym.nl