



Ondersteuningsproject bij de uitvoering van de reemonitoring in het Zoniënwoud

Jaarlijks rapport - Referentieperiode: 2008 - 2024

Lynn Pallemarts, Niko Boone, Sander Devisscher, Frank Huysentruyt, Alain Licoppe, Céline Malengreaux, Jan Vercammen, Jim Casaer

September 2024

INSTITUUT
NATUUR- EN
BOSONDERZOEK

AGENTSCHAP
NATUUR & BOS



bruxelles
environnement
leefmilieu
brussel
.brussels



Wallonie

SPW

Service public de Wallonie

Auteurs:

Lynn Pallemmaerts , Niko Boone , Sander Devisscher , Frank Huysentruyt , Alain Licoppe ,
Céline Malengreaux, Jan Vercammen , Jim Casaer 

Reviewers:

Patrick Huvenne, Stéphane Vanwijnsberghe, Damien Bauwens

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

INBO Brussel

Herman Teirlinckgebouw, Havenlaan 88, 1000 Brussel

vlaanderen.be/inbo

e-mail:

lynn.pallemmaerts@inbo.be

Wijze van citeren:

Pallemmaerts, L., et. al. (2024). Ondersteuningsproject bij de uitvoering van de reemonitoring in het Zoniënwoud. Jaarlijks rapport - referentieperiode: 2008-2024. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (43). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: 10.21436/inbor.108088295

D/2024/3241/316**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (43)**

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Hilde Eggermont

Foto cover:

Reeën in het Zoniënwoud. Foto door Jan Vercammen.

Dit onderzoek werd uitgevoerd in samenwerking met:

Département de l'Etude du milieu naturel et agricole – DEMNA

Service Publique de Wallonie - SPW

Avenue Maréchal Juin 23

5030 Gembloux



ONDERSTEUNINGSPROJECT BIJ DE UITVOERING VAN
DE REEMONITORING IN HET ZONIËNWOU

Jaarlijks rapport - referentieperiode: 2008-2024

Lynn Pallemarts, Niko Boone, Sander Devisscher, Frank Huysentruyt, Alain Licoppe, Céline Malengreaux, Jan Vercammen, Jim Casaer

Inhoudsopgave

Dankwoord	1
Inhoudsopgave	2
1 Inleiding	3
2 Methodologie	4
2.1 De kilometerindex (KI) in het Zoniënwoud	4
2.2 Waarnemingsafstanden	4
3 Resultaten	6
3.1 Aantal kilometer parcours afgelegd	6
3.2 Maximaal en minimaal aantal waargenomen reeën per jaar	6
3.3 Evolutie van de kilometerindex van 2008 tot 2024	6
3.4 Evolutie van de kilometerindex per parcours in 2024	8
3.5 Duur van de tellingen	10
3.6 Waarnemingsafstanden	10
4 Discussie	14
4.1 Kilometerindex doorheen de jaren	14
4.1.1 Oorzaken van de daling in het aantal reeën waargenomen per jaar sinds 2014	14
4.1.1.1 Lager aantal reeën	14
4.1.1.2 Verandering van de zichtbaarheid op de trajecten	15
4.1.2 Stabilisatie van het aantal waargenomen reeën	16
4.2 Waarnemingsafstanden	16
4.3 Effectieve densiteiten	16
5 Conclusies	17
Referenties	19
A Bijlage	20
B Projectvoorstellen	21
C Stressbepaling bij <i>Capreolus capreolus</i>	23
C.1 Fysiologie et mesure du stress	23
C.2 Rappel sur l'axe hypothalamo-hypophysaire et la production de glucocorticoïdes	23
C.3 Méthodes de mesure non invasives	23
C.4 Biais de mesure	24
C.5 Protocoles	24

2 METHODOLOGIE

2.1 DE KILOMETERINDEX (KI) IN HET ZONIËNWOUd

Het principe van de kilometerindex bestaat erin jaarlijks een aantal vaste parcours (figuur 2.1) af te stappen en het aantal waargenomen reeën langs het parcours te tellen. Door vervolgens het aantal reeën te delen door de afgelegde afstand, bekom je een relatieve kilometerindex (het aantal geobserveerde reeën per kilometer).

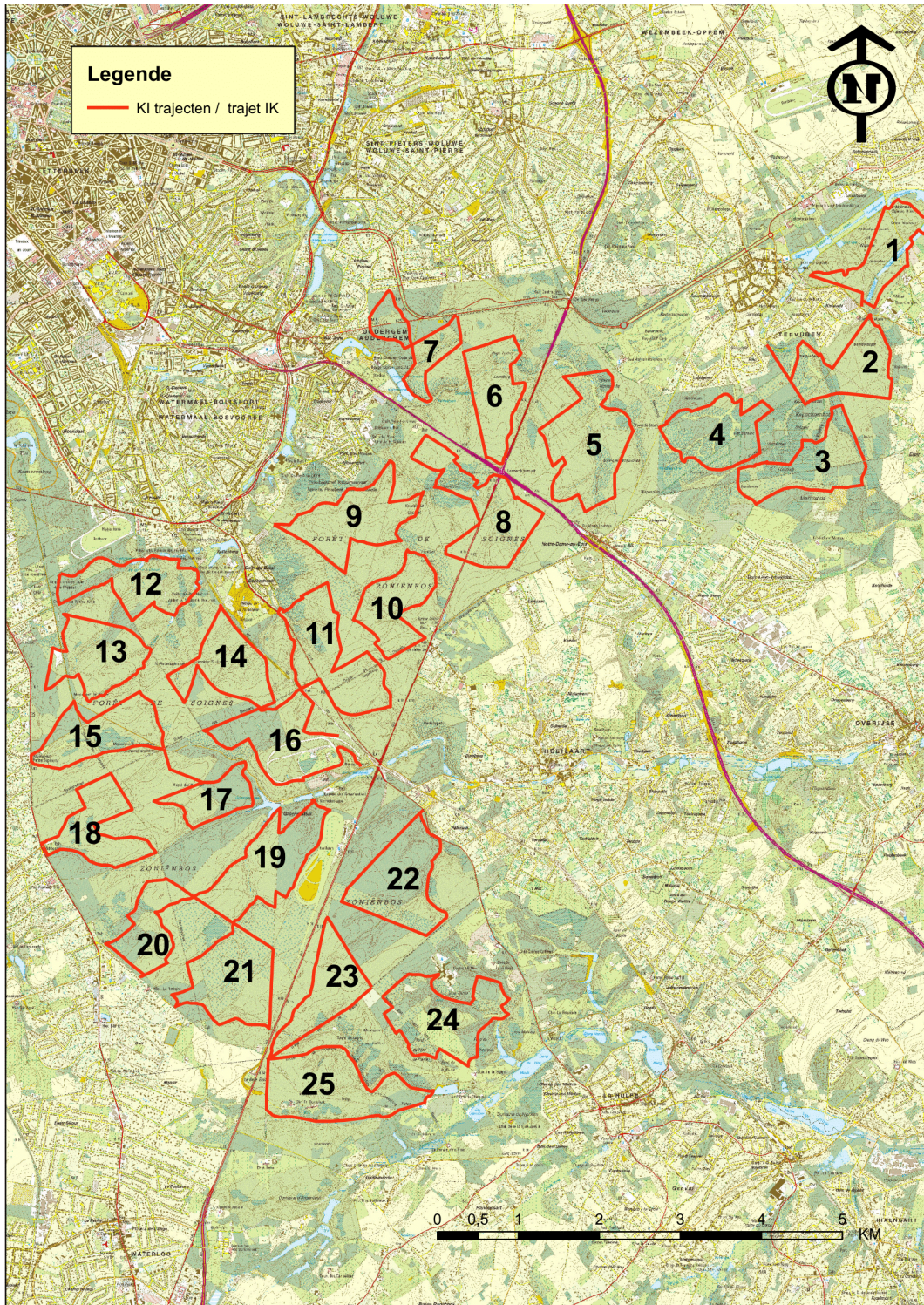
Om uit de index op een statistisch verantwoorde manier conclusies te trekken, zijn jaarlijks minstens 3 à 4 telsessies noodzakelijk. Die worden liefst binnen een zo kort mogelijke periode uitgevoerd. Gedurende elke telsectie worden alle parcours afgestapt. Dat gebeurt bij voorkeur simultaan op dezelfde ochtenden.

Na elke telsectie wordt eerst de kilometerindex per parcours berekend en vervolgens de gemiddelde kilometerindex over alle parcours. Door deze procedure een aantal keer per jaar te herhalen, wordt een jaarlijks gemiddelde bekomen. Op dit gemiddelde kan een betrouwbaarheidsinterval worden berekend. Deze manier van werken laat toe om op een statistisch verantwoorde manier de gemiddelden over een tijdsperiode te vergelijken.

Voor meer informatie over deze methode verwijzen we naar Malengreaux & Casaer (2008). Vroegere resultaten vind je terug in het rapport 'Reewildtellingen' (Vercammen *et al.*, 2011), de daaropvolgende verslagen op de websites van het INBO (<https://www.vlaanderen.be/inbo>), van het DEMNA (<http://biodiversite.wallonie.be>) en onder de hoofding "Documenten" op de website <http://www.wildlifeandman.be>. Het meest recente rapport kan je ook telkens in digitale vorm terugvinden op de publicatiepagina van de onderzoeksgroep Faunabeheer en Invasieve soorten van het INBO (<https://inbo.github.io/fis-reports>).

2.2 WAARNEMINGSAFSTANDEN

Sinds maart 2018 kreeg een deel van de tellers een afstandsmeter ter beschikking. Deze worden tijdens de tellingen gebruikt om de afstand te meten tussen de (groep van) reeën en de waarnemer(s). Dit kan een idee geven van de gemiddelde detectieafstand en kan een maat zijn voor de zichtbaarheid binnen het Zoniënwoud.



Figuur 2.1: Overzicht van de verschillende telparcours in het Zoniënwood. Parcours nummer 1 werd enkel in 2008 geteld.

3 RESULTATEN

3.1 AANTAL KILOMETER PARCOURS AFGELEGD

In het verkennend aanvangsjaar 2008 werden er vier ochtend- en vier avondtellingen uitgevoerd. Sinds 2009 vinden de tellingen enkel 's ochtends plaats. De weersomstandigheden bleken immers een zeer grote impact te hebben op het aantal recreanten in de loop van de dag en avond en dus op de mogelijke verstoring voor en gedurende de avondtellingen.

Er wordt één keer per week geteld gedurende vier opeenvolgende weken. Tot en met 2021 waren de 24 telparcours samen 118.4 km lang; in principe werd er dus jaarlijks 473 km afgelegd. In 2022 werden enkele trajecten verkort of verlengd, omdat bepaalde delen ontoegankelijk werden of omdat de paden waren aangepast. Sindsdien zijn de 24 telparcours samen 116.7 km lang er wordt er dus jaarlijks 467 km afgelegd. In 2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2023 werden om uiteenlopende redenen enkele trajecten één of meerdere keren niet geteld. In totaal gaat het om 42 tellingen die niet werden uitgevoerd. Meer dan de helft daarvan (25) was te wijten aan de coronamaatregelen in 2020. In 2024 werden er 467 van de 467 kilometers gewandeld.

Sinds de start van het project werd in het kader van deze populatie-opvolging al 8289 km gewandeld.

3.2 MAXIMAAL EN MINIMAAL AANTAL WAARGENOMEN REEËN PER JAAR

Tabel 3.1 geeft sinds 2015 per jaar de telsessies aan met het hoogste en het laagste aantal waargenomen reeën (voor oudere waarden verwijzen we naar vorige verslagen en bijlage A.1).

De lage aantallen in 2015, 2016 en 2017 waren mogelijk het gevolg van respectievelijk mist en zware buien op het moment van de betreffende telling. Door het wegvallen van trajecten en/of tellingen geven deze waarden niet altijd een correct beeld van de toestand. Ze geven enkel een indicatie van de grootteorde van de verschillen doorheen de jaren. Dit is zeker het geval voor het monitoringsjaar 2020, waarbij veel trajecten zijn weggevallen omwille van de coronamaatregelen.

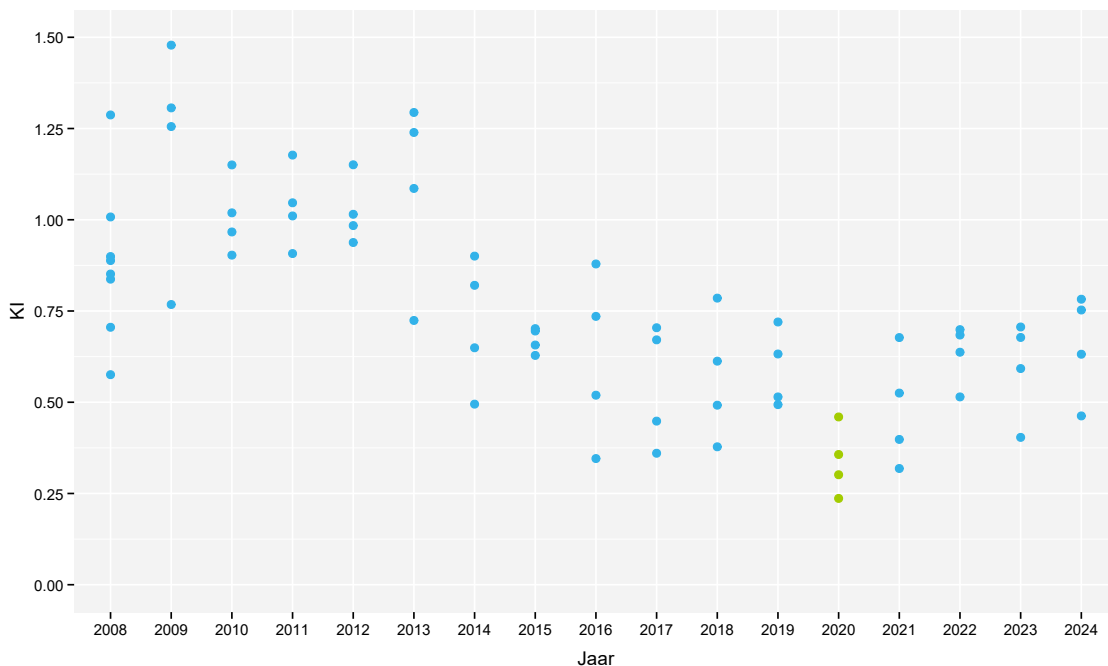
Tabel 3.1: Overzicht van het jaarlijks maximaal en minimaal aantal waargenomen reeën tijdens een telsessie voor de laatste 10 monitoringsjaren. *De resultaten van 2020 zijn niet representatief door de coronamaatregelen.

Jaar	2015	2016	2017	2018	2019	2020*	2021	2022	2023	2024
Hoogst aantal waargenomen reeën	83	93	82	93	88	42	81	83	80	90
Datum maximum	04/03	09/03	15/03	13/03	26/03	03/03	24/03	16/03	15/03	20/03
Laagst aantal waargenomen reeën	74	36	43	45	56	17	34	59	43	51
Datum minimum	18/03	02/03	08/03	27/03	19/03	24/03	03/03	02/03	08/03	13/03

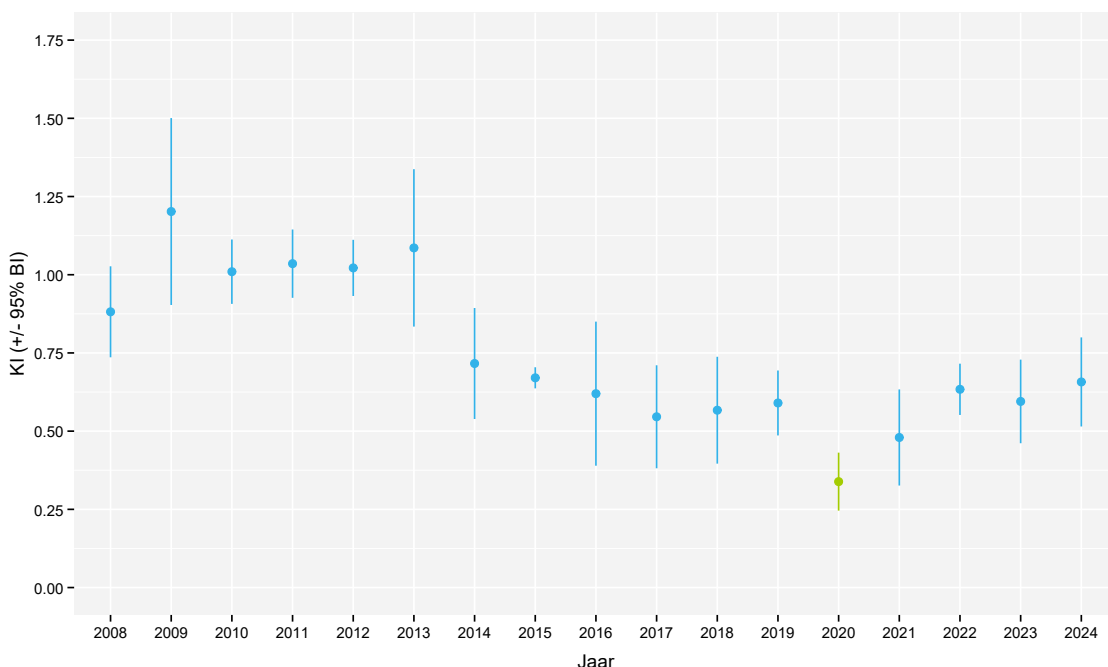
3.3 EVOLUTIE VAN DE KILOMETERINDEX VAN 2008 TOT 2024

De telresultaten van 2024 bevestigen een stabilisatie van de populatie, weliswaar op een lager niveau dan in de periode vóór 2014. Na het opstartjaar 2008 kunnen we duidelijk twee verschillende perioden onderscheiden (figuur 3.1, 3.2). Een eerste periode, van 2009 tot en met 2013, vertoont een relatief stabiel

beeld met een gemiddeld aantal van 1.07 waargenomen reeën per gewandelde kilometer. In de tweede periode lag het jaarlijks gemiddelde op 0.61 waargenomen reeën per kilometer (excl. 2020). Het lijkt er dus op dat er na een periode van afnemende aantallen een nieuwe stabiele toestand is bereikt (geen dalende trend meer), zij het wel op een duidelijk lager niveau dan in de periode tot en met 2013.



Figuur 3.1: Kilometerindex per telsessie voor de periode 2008-2024 (in 2008 vonden 8 telsessies plaats, vanaf 2009 werden per jaar 4 telsessies georganiseerd). De resultaten van 2020 hebben een andere kleur omdat ze niet representatief zijn door de coronamaatregelen.



Figuur 3.2: Overzicht van de gemiddelde kilometerindex per jaar voor de periode 2008-2024. De resultaten van 2020 hebben een andere kleur omdat ze niet representatief zijn door de coronamaatregelen.

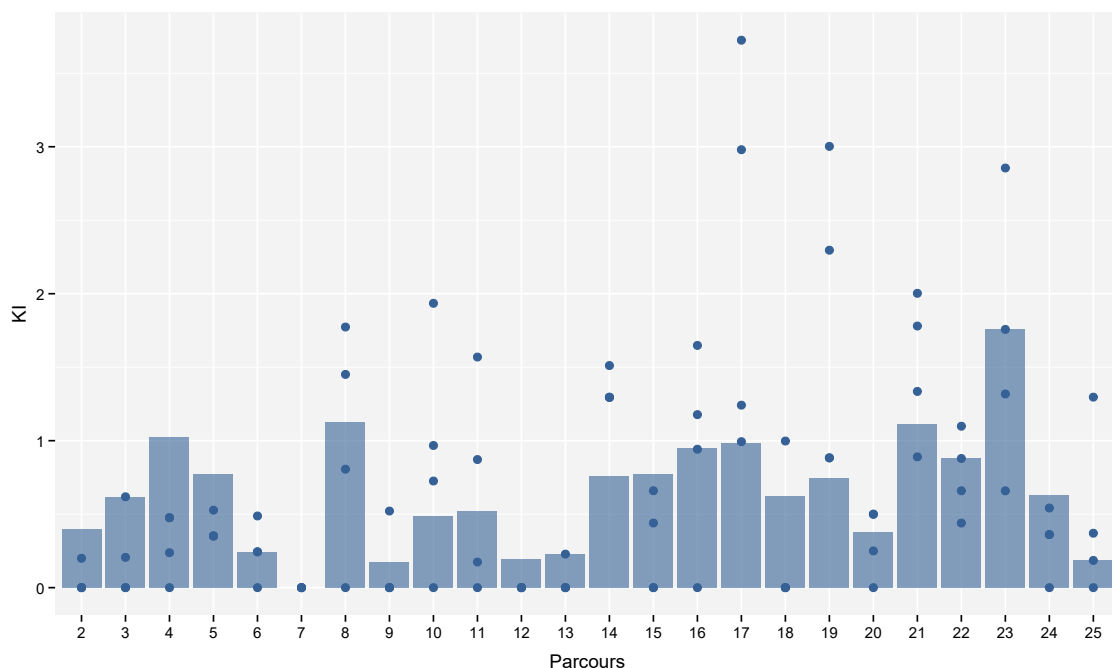
2020 was door de coronamaatregelen een uitzonderlijk jaar en het lage aantal tellingen bemoeilijkt de vergelijking met andere jaren (zie figuur 3.1). Uit de significant lagere waarde (0.33) konden we dus geen conclusies trekken. **Om deze reden laten we de resultaten van 2020 vanaf hier achterwege voor de volgende analyses.**

De gemiddelde waarde in 2024 (0.66) ligt opnieuw op een vergelijkbaar niveau als die van de periode 2014-2023 (met uitzondering van 2020; zie figuur 3.2). Dit bevestigt de hypothese dat, in de periode 2014-2024, de populatie reeën op een constant lager niveau blijft.

3.4 EVOLUTIE VAN DE KILOMETERINDEX PER PARCOURS IN 2024

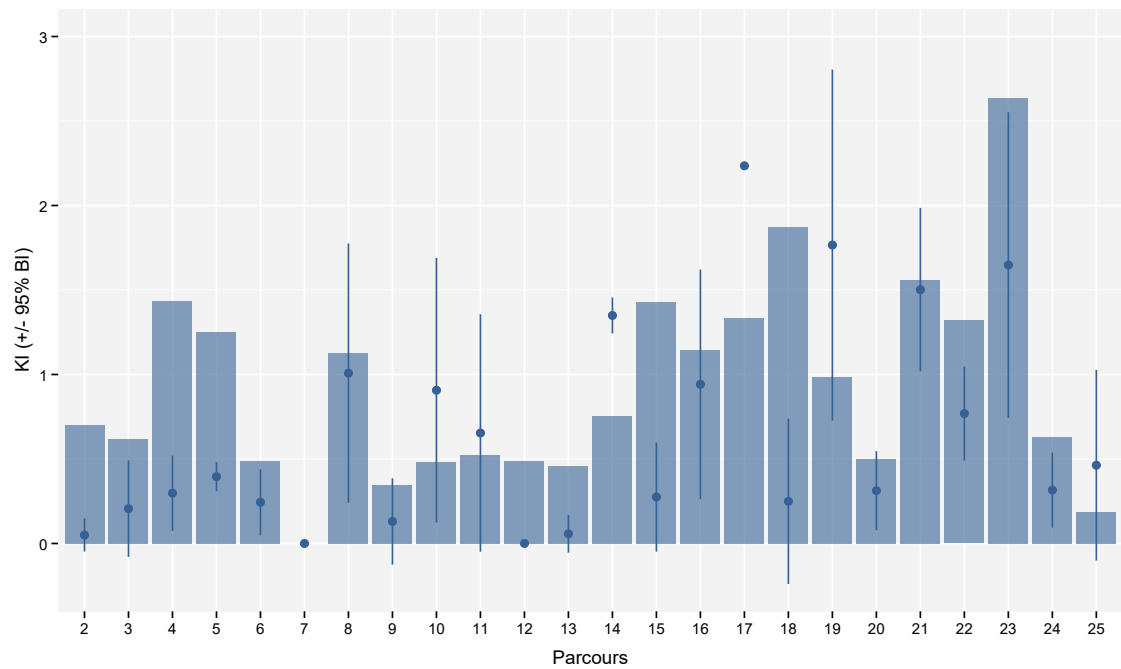
Wanneer we per parcours de tellingen van 2024 vergelijken met de mediaan van de jaren ervoor (2008 - 2023), dan zien we drie fenomenen (figuur 3.3):

1. Bij 6 trajecten is de KI bij alle tellingen van dit jaar lager dan de mediaan van de vorige jaren (parcours 2, 4, 5, 12, 15, 24).
2. Bij 17 trajecten zijn op een of meer teldagen geen reeën waargenomen.
3. Bij 15 trajecten waren er dagen waarop het aantal waargenomen reeën boven de mediaan van de vorige jaren lag.

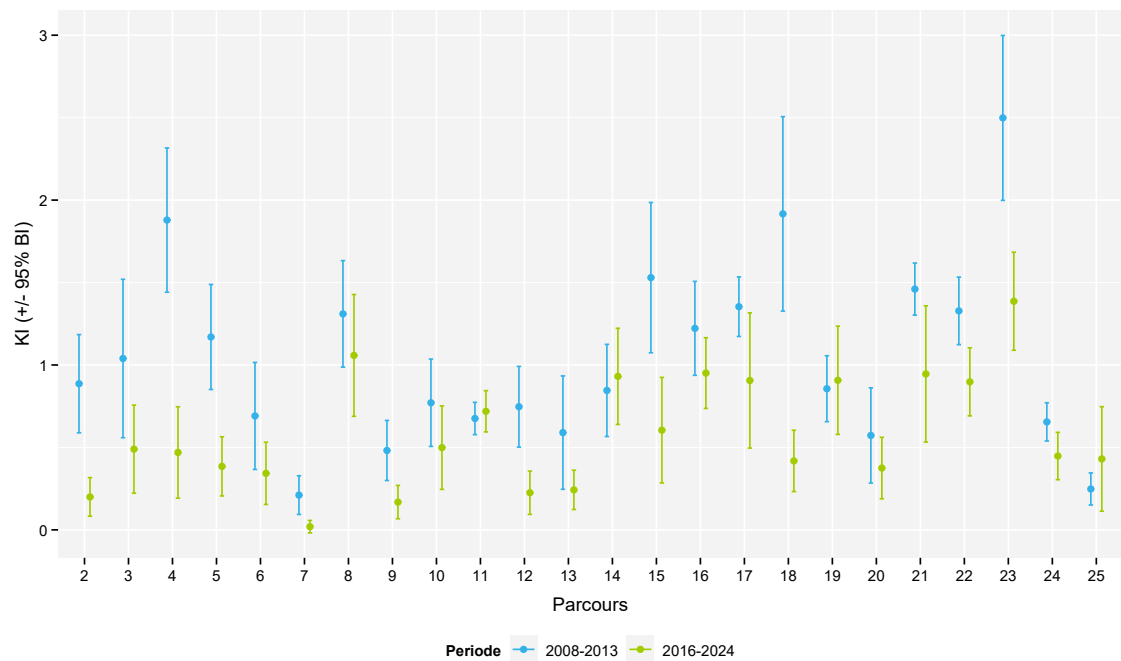


Figuur 3.3: KI per parcours voor de vier verschillende tellingen in 2024 (bollen) ten opzichte van de mediaan van alle voorgaande jaren (balken; excl. 2020).

Wanneer we per parcours de gemiddelde KI van 2024 vergelijken met de mediaan uit de periode van 2008 tot en met 2013, dus vóór de opmerkelijke terugval, dan zien we dat de daling van de KI zich in bijna alle trajecten voordeed (figuur 3.4). Enkel in 6 van de 24 trajecten oversteeg het gemiddelde in 2024 de mediaan voor de periode 2008-2013. Bij 12 trajecten ligt het volledige betrouwbaarheidsinterval van de KI van 2024 onder de mediaan voor de periode 2008-2013. Dat wijst voor deze trajecten op een significante daling sinds 2013. Deze trend is ook teurg te vinden indien we voor elk traject de gemiddelde KI berekenen voor de periode vóór (2008-2013) en na de terugval (2016-2024, figuur 3.5).



Figuur 3.4: Gemiddelde KI per parcours voor de tellingen in 2024 (bollen) ten opzichte van de mediaan (balken) voor de periode 2008-2013, de periode voor de opmerkelijke terugval.



Figuur 3.5: Gemiddelde KI per parcours voor de periode voor de opmerkelijke terugval (2008-2013, blauw) en na de terugval (2016 tot nu, groen). De periode van de terugval (2014-2015) wordt hier niet getoond.

3.5 DUUR VAN DE TELLINGEN

De ideale duur voor het uitvoeren van een telling is 1.30 uur tot 1.45 uur. Met uitzondering van 2011 voldeed de gemiddelde duur hier aan (tabel 3.2). In 2024 was de kortste tijd waarbinnen een telling werd uitgevoerd 1 u en 5 minuten, de langste 2 u en 26 minuten. Dit jaar werden, op een totaal van 96 trajecten waarvoor de duur van uitvoering gekend was, 20 te snel afgelegd en 31 eerder te traag. Zeker voor wat betreft de tellingen die te snel werden uitgevoerd, blijft dit een aandachtspunt. Daar bestaat het risico dat aanwezige reeën niet worden waargenomen. Het is dus van belang dat de minimumduur van 1 u en 30 minuten wordt gerespecteerd.

Tabel 3.2: Minimale, maximale en gemiddelde duur van een telling per teljaar.

Jaar	Minimale duur (u)	Maximale duur (u)	Gemiddelde duur (u)
2008	00:30	04:13	01:39
2009	00:30	02:26	01:30
2010	00:40	03:10	01:30
2011	00:54	01:55	01:27
2012	00:35	02:05	01:30
2013	01:00	01:57	01:30
2014	01:01	01:58	01:32
2015	01:05	05:10	01:33
2016	00:30	02:12	01:35
2017	00:27	02:17	01:32
2018	01:10	02:10	01:35
2019	01:03	02:25	01:33
2020	01:05	02:01	01:35
2021	01:07	02:04	01:35
2022	01:15	02:15	01:38
2023	01:00	02:30	01:38
2024	01:05	02:26	01:41

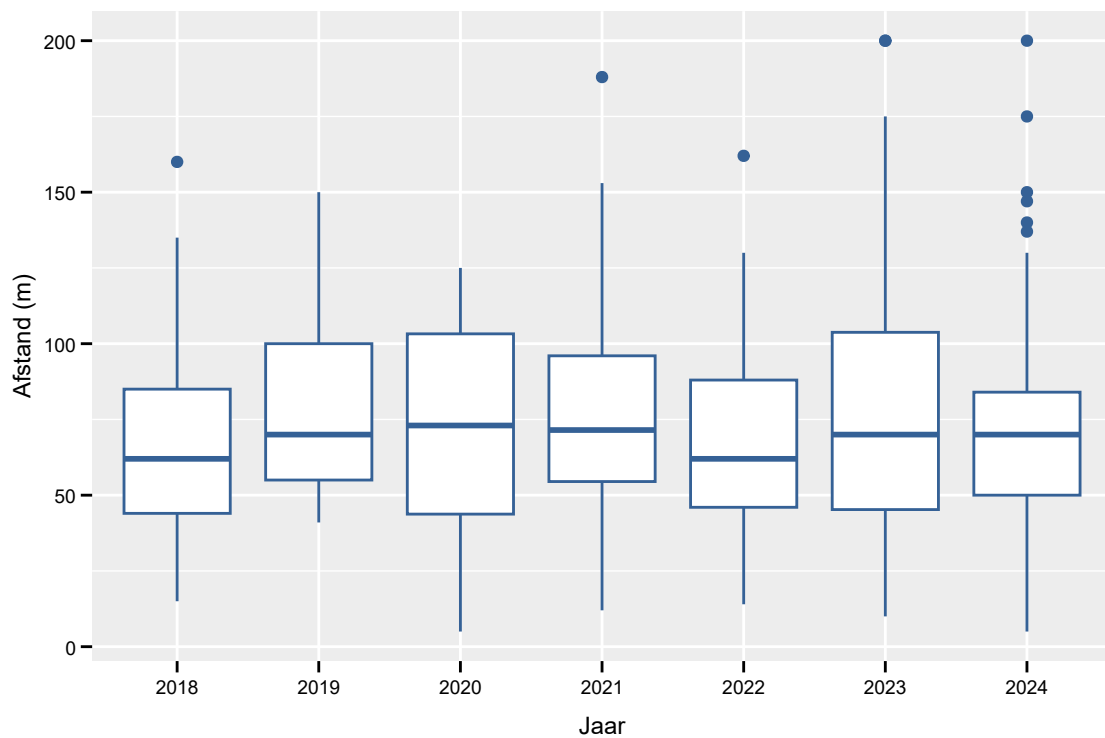
3.6 WAARNEMINGSAFSTANDEN

In totaal werd tussen 2018 en 2024 bij 597 waarnemingen de afstand gemeten. In 2024 waren er voor 22 van de 24 trajecten afstandsmeters beschikbaar. 8 gemeten afstanden waren groter dan 200 m. Deze outliers worden in de volgende grafieken weggefilterd.

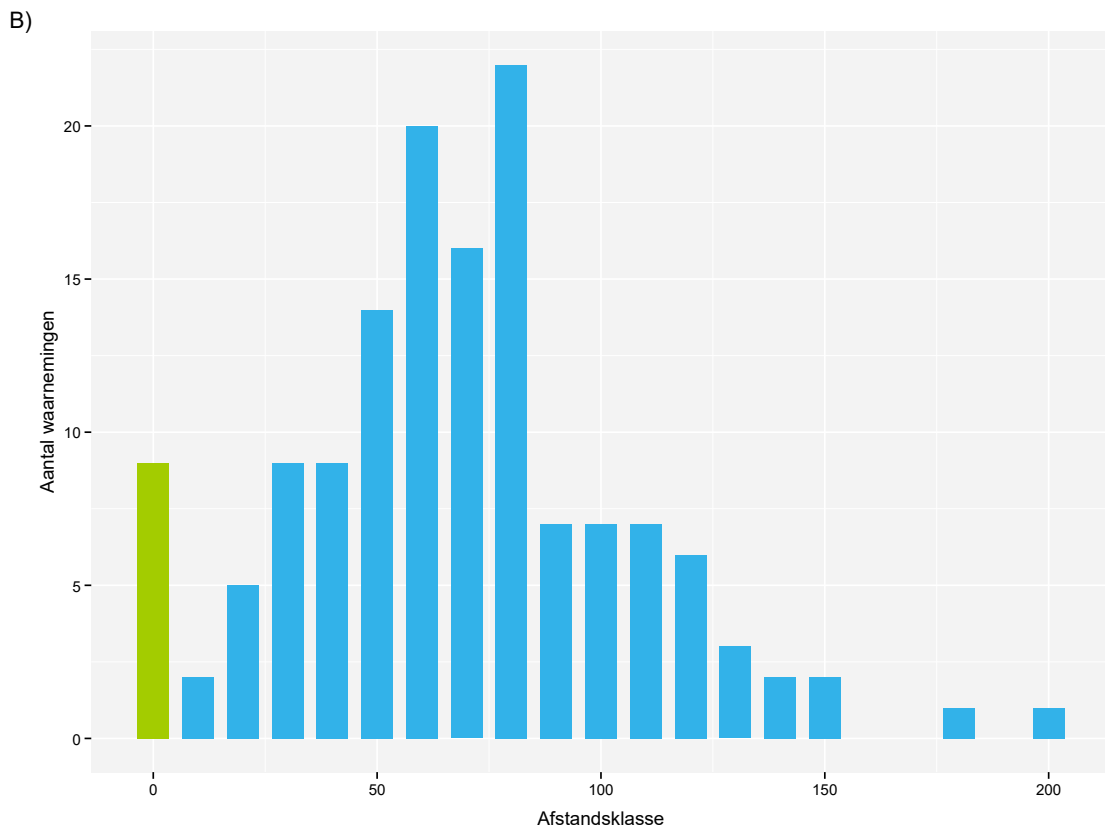
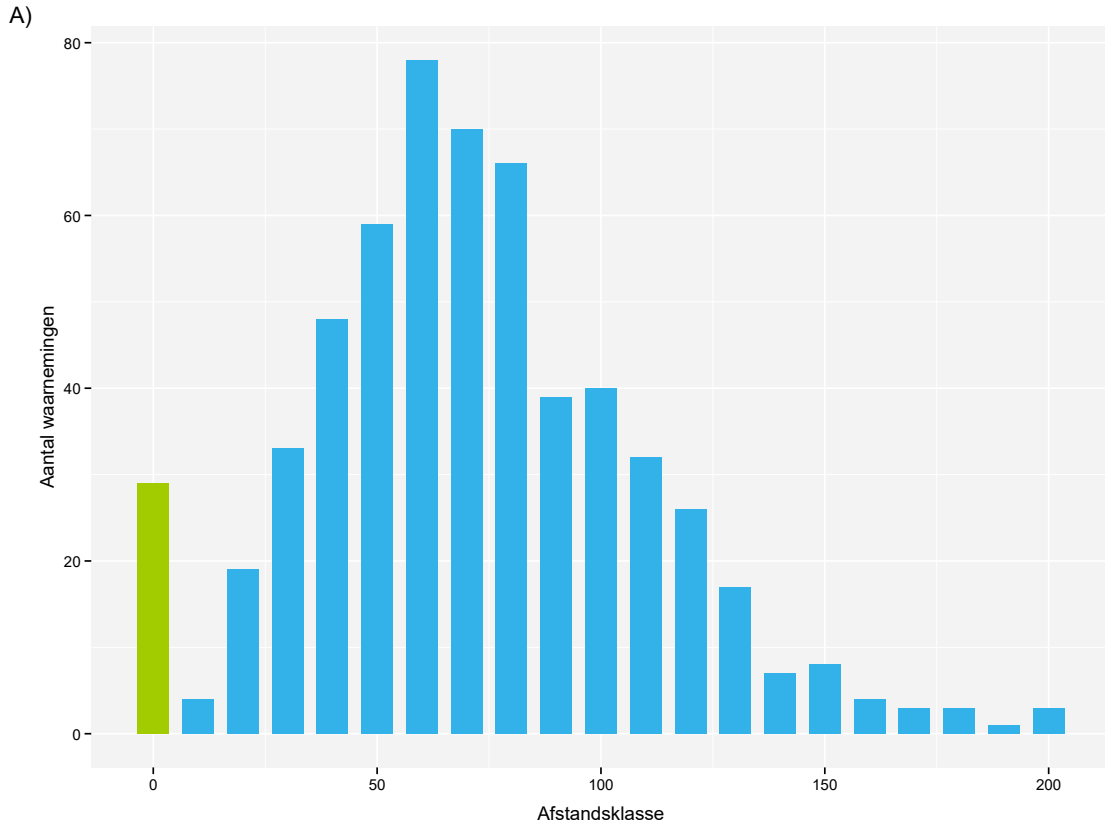
Uit Tabel 3.3 blijkt dat de gemiddeld gemeten afstand tot een waargenomen dier weinig verschilt tussen de jaren. De gemiddelde afstand van alle 586 waarnemingen met afstandsmeting bedraagt 67.7 ± 35.9 m. Dit gemiddelde blijkt bovendien vrij robuust en weinig afhankelijk van het aantal uitgevoerde metingen.

Tabel 3.3: Overzicht per jaar van de gemiddelde gemeten afstand tussen waarnemer en het waargenomen dier.

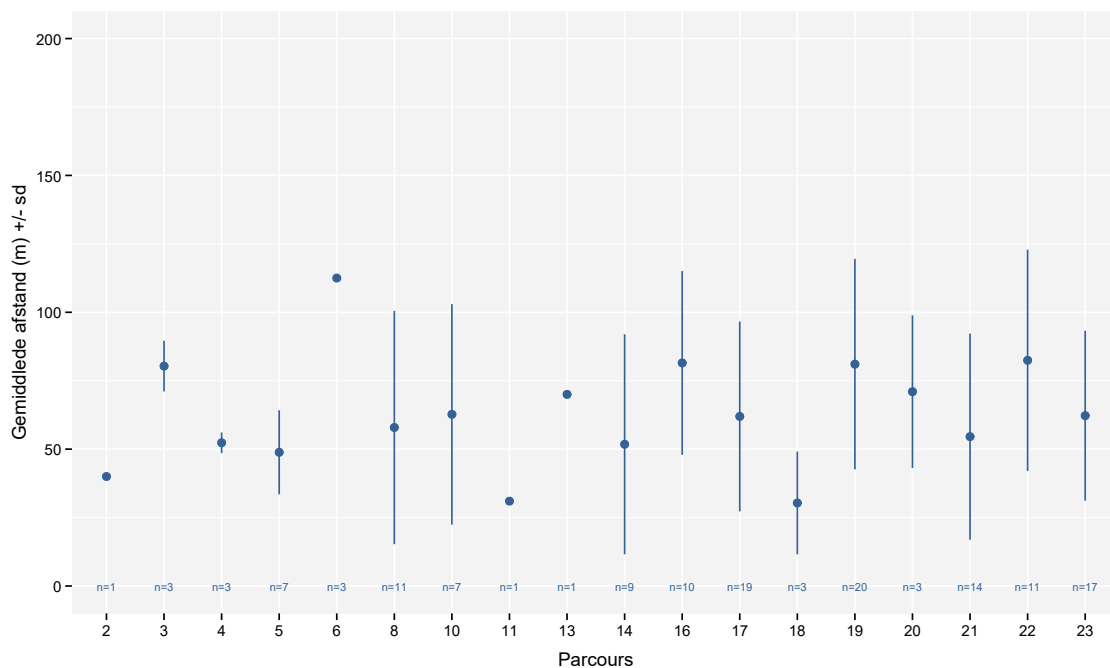
Jaar	Aantal trajecten	Aantal waarnemingen	Gemiddelde afstand (m)	Standaarddeviatie afstand (m)
2018	17	71	65.3	32.3
2019	8	38	79.5	33.8
2020	9	24	72.7	34.8
2021	11	64	69.5	40.6
2022	21	140	65.6	30.2
2023	19	110	72.4	46.1
2024	18	142	65.5	36.8



Figuur 3.6: Verdeling van de waarnemingsafstanden doorheen de jaren (blauwe horizontale streep: mediaan; witte rechthoeken: 2e en 3e kwartiel; staarten: 1e en 4e kwartiel; stippen: uitlopers).



Figuur 3.7: Verdeling van het aantal waarnemingen per waarnemingsafstand, ingedeeld in klassen van 10 m. A) Voor de periode 2018-2024 en B) voor het monitoringsjaar 2024. De afstanden die als nul genoteerd worden (eerste balk), komen overeen met reeën die op het pad van het parcours zelf werden gezien.



Figuur 3.8: Gemiddelde afstand tussen de waarnemer/teller en een ree/groep reeën, per telparcours in 2024 (blauwe bol). De foutenvlaggen geeft de standaardafwijking weer. Op de trajecten in Wallonië (24 en 25) waren er geen afstandsmeters voorhanden. Onder elk punt wordt aangegeven hoeveel waarnemingen met afstandsbevestiging er op het traject plaatsvonden (n=).

4 DISCUSSIE

4.1 KILOMETERINDEX DOORHEEN DE JAREN

4.1.1 Oorzaken van de daling in het aantal reeën waargenomen per jaar sinds 2014

De lagere aantallen **waargenomen** reeën sinds 2014 kunnen zowel het gevolg zijn van een effectief lager aantal reeën, als van een verminderde waarnemingskans. Onder waarnemingskans verstaan we de waarschijnlijkheid dat een aanwezige ree ook effectief waargenomen wordt. Een verminderde waarnemingskans kan zowel te wijten zijn aan een verandering in het gedrag van de reeën, als aan een verminderde zichtbaarheid door de aanwezigheid van meer dekking (struiken en jonge bomen).

4.1.1.1 Lager aantal reeën

Bij een ongewijzigde waarnemingskans betekent een lager aantal waargenomen reeën per kilometer dat het aantal reeën in het Zoniënwoud effectief is afgenomen. Mogelijke oorzaken daarvan zijn lagere voortplanting, hogere emigratie en/of hogere mortaliteit.

We beschikken niet over de nodige gegevens om de hypothesen van lagere geboortecijfers (aantal embryo's per drachtige geit en het aandeel drachtige geiten) of plotse sterke emigratie te kunnen onderzoeken. Een manier om data te verzamelen over de reproductie zou zijn om cameravallen doorheen het Zoniënwoud te gebruiken en de proportie reekitsen ten opzichte van reegeiten te berekenen, tijdens een periode waar deze gemakkelijk van elkaar te onderscheiden zijn. Deze berekening, die een maat is voor de reproductie, kan vervolgens vergeleken worden met andere studiegebieden.

Omdat in het Zoniënwoud geen jacht plaatsvindt, kan een hogere mortaliteit veroorzaakt worden door een toename van predatie, aanvallen door loslopende honden, verkeersslachtoffers of ziektes. De bosbeheerders uit de drie regio's tellen het aantal dode of gewonde dieren die ze in hun domein vinden, maar deze data geven nooit een volledig beeld van de mortaliteit.

We beschikken niet over populatiegegevens van mogelijke predatoren in en rond het Zoniënwoud. De belangrijkste natuurlijke predator van reeën in het Zoniënwoud is waarschijnlijk de vos (*Vulpes vulpes*); het gaat dan vooral over predatie op reekitsen. Een recent rapport wijst op een stabiele populatie van vossen in België sinds 2000 (Mayaux, 2023), waardoor de daling van het aantal reeën in het Zoniënwoud moeilijk aan deze predator toegeschreven kan worden. Predatoren van volwassen reeën zijn niet aanwezig in het Zoniënwoud; enkel loslopende honden vormen hier een risico (Vanwijnsberghe, 2023). Data over het aantal aanvallen van loslopende honden op reeën in het Zoniënwoud worden niet gestandaardiseerd bijgehouden, maar de boswachters melden wel een toename sinds de lockdown van 2020.

Sinds 2013 zijn er veel inspanningen gedaan om het aantal verkeersslachtoffers in en rond het Zoniënwoud te doen dalen. Het Life+ OZON project resulteerde tussen 2013 en 2018 in de aanleg van een ecoduct in Groenendaal, en in ecotunnels en ecorasters. De monitoring van dit project concludeerde dat het aantal verkeersslachtoffers (verschillende soorten, inclusief reeën) daalde ten opzichte van de periode voor de aanleg van de eco-infrastructuur (Feys et al., 2020). Het lijkt daarom onwaarschijnlijk dat de reeënpopulatie in het Zoniënwoud sinds 2014 is afgenomen door een hogere mortaliteit in het verkeer.

4.1.2 Stabilisatie van het aantal waargenomen reeën

Aangezien er ten tijde van de daling van de waarnemingen geen grote aanpassingen in het beheer van het Zoniënwoud waren en dus de daling moeilijk kan toegeschreven worden aan een afname in zichtbaarheid (zie ook tabel 3.3), is het waarschijnlijk dat de populatie reeën in het Zoniënwoud effectief is afgenomen sinds 2014.

Als we de resultaten van 2020 achterwege laten, kunnen we stellen dat de KI zich sinds 2014 heeft gestabiliseerd, weliswaar op een lager niveau dan in de periode tussen 2008 en 2013. Dit wijst erop dat de reepopulatie in het Zoniënwoud, over de drie gewesten heen, zich nu op een lager niveau gestabiliseerd heeft (figuur 3.2).

4.2 WAARNEMINGSAFSTANDEN

Figuur 3.7 toont dat de meeste waarnemingen plaatsvonden op een afstand tussen 40 en 90 m. Op basis van het theoretische model zou je echter verwachten dat het maximum aantal waarnemingen vlak bij of op het teltraject gebeuren. De verstoring door de waarnemer, die kan zorgen voor een verplaatsing van de ree vóór de waarnemingsafstand bepaald kan worden, alsook de reactietijd van de waarnemer, kunnen verklaren dat er meer reeën gezien werden op grotere afstand dan verwacht.

De gemeten afstanden kunnen echter wel gebruikt worden om de trend in zichtbaarheid in het boscomplex op te volgen. De onveranderde spreiding van de waarnemingsafstanden sinds het begin van de metingen (figuur 3.6) duidt op een onveranderde zichtbaarheid sinds 2018.

4.3 EFFECTIEVE DENSITEITEN

Indien men de effectieve dichtheid en populatiegrootte binnen het Zoniënwoud wilt berekenen, zijn er twee opties. Enerzijds kunnen we het huidige protocol verderzetten, maar dan moet er sterker ingezet worden op het gebruik van de afstandsmeters doorheen het hele studiegebied, alsook het gebruik van kompassen. Een alternatief is de inzet van cameravallen. Aan de hand van een nieuw protocol, beschreven in ENETWILD-consortium *et al.* (2023), kunnen cameravalfoto's gebruikt worden om dichtheiden te berekenen via een *Random Encounter Model* (REM, Rowcliffe *et al.* (2008)). Dit protocol werd in heel Europa uitgetest en vertoonde goede resultaten, onder andere voor de ree (ENETWILD-consortium *et al.*, 2023).

5 CONCLUSIES

Na de daling van de gemiddelde kilometerindex in 2014 en 2015, lijkt de populatie zich al enkele jaren te stabiliseren op een lager niveau. Terwijl de gemiddelde KI in de periode 2008-2013 rond 1 ree/km schommelde, oversteeg de index sinds 2014 nooit 0,75 en is er sprake van een significante lager niveau (figuur 3.2).

In 2016 haalden we al aan dat de dalende cijfers konden wijzen op een daling van de reepopulatie in het Zoniënwoud. Men kan de oorzaak hiervoor proberen te identificeren door de nodige gegevens te verzamelen, zoals:

- informatie over stroperij
- de impact van loslopende honden
- bio-indicatoren van de reepopulatie (bv. aantal embryo's per drachtige geit, het aandeel drachtige geiten)
- metingen van de recreatiedruk
- gegevens over de aanwezigheid van andere wilde hoefdieren.

Wel is het onwaarschijnlijk dat de daling een gevolg was van een toenemend aantal verkeersslachtoffers, aangezien er tussen 2013 en 2018 met de bouw van eco-infrastructuur inspanningen zijn gedaan om deze te verminderen. Deze inspanningen kunnen ook een effect hebben gehad op de stabilisatie van de populatie sinds 2016. Binnen het kader van de huidige monitoring is het in kaart brengen en opvolgen van deze mogelijke factoren echter niet voorzien.

Om na te gaan of de waargenomen tendens een gevolg kan zijn van een verminderde waarnemingskans, voerden we in 2015 een bevraging uit bij de tellers. Bij hen bestond de perceptie dat de zichtbaarheid in het algemeen verminderd was, wat geheel of gedeeltelijk de daling van de KI zou kunnen verklaren. Een vergelijking van de zichtbaarheidsmetingen uit 2015 en 2018 toont weinig verschillen. Dit was ook te verwachten gezien de korte periode tussen beide metingen en het uitblijven van gebeurtenissen die de zichtbaarheid plots kunnen wijzigen (bv. stormschade, natuurbrand of grootschalige kappingen). Veranderingen in zichtbaarheid in het bos door veranderingen in de vegetatie doen zich, zolang er geen calamiteiten optreden, normaal gezien slechts op langere termijn voor. Ook de meer recente cijfers waarbij afstanden tot waargenomen reeën werden gemeten, wijzen niet op sterke verschillen in zichtbaarheid sinds 2018. We beschikken echter niet over gegevens van vóór 2015 en kunnen dus geen link leggen tussen de zichtbaarheid en de periode van hogere reeënstand van 2008-2013 of de afname van 2014-2015.

De meest aannemelijke uitleg voor de verminderde KI-waarde sinds 2014 is dat de populatie reeën in het Zoniënwoud effectief is gedaald ten opzichte van de periode vóór 2014. In de laatste monitoringsjaren is er sprake van een stabilisatie van de KI, wat wijst op een stabilisatie van de populatie, weliswaar op een lager niveau dan voordien.

In het verleden werden een aantal hypotheses naar voor geschoven die mogelijk de achteruitgang van de reepopulatie in het Zoniënwoud in 2014 en 2015 (zie bijlage B) verklaren. De oorzaken van deze terugval retroactief identificeren is onmogelijk. Daarom is het belangrijk er nu voor te zorgen dat we informatie verzamelen om de dynamiek in van de reepopulatie in het Zoniënwoud beter te begrijpen. Op deze manier beschikken we in de toekomst wel over de nodige data om wijzigingen in de populatie te verklaren. Hierbij zou vooral het vergelijken van een aantal parameters tussen het Zoniënwoud en andere studiegebieden die INBO of DEMNA opvolgen een interessante onderzoekspiste zijn (bv. Meerdaalwoud, Gaume, Saint-Hubert, Hertogenwald, Nationaalpark Hoge Kempen, Domeinbossen van Ravels en Arendonk).

De belangrijkste pistes om te onderzoeken lijken op dit moment de hogere recreatiedruk in het Zoniën- woud, het verstorend effect ervan en de mogelijke predatiedruk door vos (en mogelijk ook toekomstig door everzwijn (*Sus scrofa*)), met opnieuw de hieraan gekoppelde mogelijke extra stress binnen de populatie. Deze factoren kunnen een effect hebben op de reproductie van de reepopulatie en mogelijke emigratie naar rustigere gebieden veroorzaken.

De mogelijke negatieve impact van het verkeer lijkt minder waarschijnlijk gezien de maatregelen die geno- men zijn in het kader van het Life+ OZON project. Ook stroperij lijkt weinig waarschijnlijk als een doorslag- gevende oorzaak. Deze beide pistes zijn dan ook minder prioritair als onderzoekspistes.

Globen (2023) voerde gedurende twee maanden cameravalonderzoek uit in het Brusselse gedeelte van het Zoniën- woud. De resultaten tonen dat dit soort onderzoek op termijn belangrijke informatie kan opleveren die complementair is aan de informatie uit de jaarlijkse KI. Naast de trend in reepopulaties kunnen met cameravallen immers ook trends in de aanwezigheid en verspreiding van vos en everzwijn in kaart gebracht worden én vergeleken worden met andere gebieden waar cameravalonderzoek plaatsvindt (zie hoger).

Voor de toekomst, parallel met de KI, zou bijkomende informatie over de toestand (bv. reproductie, bio- indicatoren) van de reeën in het Zoniën- woud verzameld kunnen worden op basis van afschotgegevens van de reeën geschoten rondom het Zoniën- woud. Verder zou het nuttig zijn om een cameravalnetwerk uit te bouwen over het volledige massief. Dit laat toe om de populatie verder op te volgen aan de hand van verschillende veelbelovende toepassingen van cameravallen, zoals RAI en REM. Het laat ook toe om andere soorten te bestuderen, zoals het everzwijn, de vos en de das (*Meles meles*). Op deze manier verzamelen we een bredere waaier aan informatie die ons toelaat de oorzaken te bepalen van eventuele toekomstige fluctuaties van de reepopulatie in het Zoniën- woud.

Referenties

- Bonnot N., Bergvall U., Jarnemo A. & Kjellander P. (2018). Who's afraid of the big bad wolf? Variation in the stress response among personalities and populations in a large wild herbivore. *Oecologia* 188 (1): 85–95.
- Boone N., Casaer J., Vercammen J., Malengreaux C. & Licoppe A. (2020). Ondersteuningsproject bij de uitvoering van de reemonitoring in het Zoniënwood: Jaarlijks rapport, Periode: 2008-2019. Rapporten van het Instituut voor Natuuren Bosonderzoek, Brussel, België.
- De Zutter L.G. (2022). De impact van wandelaars op de activiteitspatronen van de ree, het everzwijn en de vos.
- Dixon G., Marriott A., Stelfox G., Dunkerley C. & Batke S. (2021). How do red deer react to increased visitor numbers? A case study on human-deer encounter probability and its effect on cortisol stress responses. *Nature Conservation* 43: 55–78.
- ENETWILD-consortium, Guerrasio T., Pelayo Acevedo P., Apollonio M., Arnon A., Barroqueiro C., Belova O., Berdión O., Blanco-Aguilar J., Bijl H. & others (2023). Wild ungulate density data generated by camera trapping in 37 European areas: first output of the European Observatory of Wildlife (EOW). *EFSA Supporting Publications* 20 (3): 7892E.
- Feys S., Boers K., Jacobs M., Lambrechts J., Lefevre A., Steeman R., Vanormelingen P., Van De Poel S. & Willems W. (2020). Monitoring van drie ontsnipperende maatregelen in het Zoniënwood. Natuurpunt Studie i.o.v. Vlaamse Overheid, Departement Omgeving. Rapport Natuurpunt 2020/15, Mechelen, België.
- Globen C. (2023). Etude de l'impact du dérangement humain sur une population de chevreuils (*Capreolus capreolus* L.) en forêt de Soignes.
- Hadinger U., Haymerle A., Knauer F., Schwarzenberger F. & Walzer C. (2015). Faecal cortisol metabolites to assess stress in wildlife: evaluation of a field method in free-ranging chamois. *Methods in Ecology and Evolution* 6 (11): 1349–1357.
- Heimbürge S., Kanitz E. & Otten W. (2019). The use of hair cortisol for the assessment of stress in animals. *General and Comparative Endocrinology* 270: 10–17.
- Huysentruyt F., Malengreaux C., Vercammen J., Casaer J. & Licoppe A. (2015). Ondersteuningsproject bij de uitvoering van de reemonitoring in het Zoniënwood /Mission d'appui pour le recensement du chevreuil dans le massif sonien: Jaarlijks rapport / Rapport annuel, Periode / Période de référence: 2008-2015. Rapporten van het Instituut voor Natuuren Bosonderzoek, Brussel, België.
- Malengreaux C. & Casaer J. (2008). Mission d'appui pour la mise en place d'un recensement chevreuil dans le massif sonien. Mission d'appui financée par l'IBGE et confiée à l'asbl Wildlife and Man : 2008. *Wildlife and Man*, Brussel, België.
- Mayaux V. (2023). Étude sur l'abondance relative du renard roux (*Vulpes vulpes*) en Belgique. Service Publique de Wallonie, Gembloux, Belgique.
- Möstl E. & Palme R. (2002). Hormones as indicators of stress. *Domestic animal endocrinology* 23 (1–2): 67–74.
- Moya D., Schwartzkopf-Genswein K. & Veira D. (2013). Standardization of a non-invasive methodology to measure cortisol in hair of beef cattle. *Livestock Science* 158 (1–3): 138–144.
- Rowcliffe J.M., Field J., Turvey S.T. & Carbone C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 1228–1236.
- Vanwijnsberghe S. (2023). Impact du public sur le chevreuil en forêt de Soignes. *Forêt.Nature* 166: 38–52.
- Vercammen J., Huysentruyt F. & Casaer J. (2011). Reewildtellingen: Overzicht van de resultaten uit de verschillende gebieden. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, België.
- Vilela S., Alves da Silva A., Palme R., Ruckstuhl K., Sousa J. & Alves J. (2020). Physiological stress reactions in red deer induced by hunting activities. *Animals* 10 (6): 1003.

A BIJLAGE

Tabel A.1: Overzicht van het jaarlijks maximaal en minimaal aantal waargenomen reeën tijdens een telsectie sinds het begin van de tellingen. *In 2008 werden er zowel ochtend- als avondtellingen uitgevoerd.

**De resultaten van 2020 zijn niet representatief door de coronamaatregelen.

Jaar	Hoogst aantal waargenomen reeën	Datum maximum	Laagst aantal waargenomen reeën	Datum minimum
2008*	154	08/04	69	06/05
2009	174	18/03	89	25/03
2010	137	03/03	103	31/03
2011	138	23/03	107	30/03
2012	135	14/03	112	07/03
2013	153	13/03	85	20/03
2014	108	19/03	49	12/03
2015	83	04/03	74	18/03
2016	93	09/03	36	02/03
2017	82	15/03	43	08/03
2018	93	13/03	45	27/03
2019	88	26/03	56	19/03
2020**	42	03/03	17	24/03
2021	81	24/03	34	03/03
2022	83	16/03	59	02/03
2023	80	15/03	43	08/03
2024	90	20/03	51	13/03

B PROJECTVOORSTELLEN

De resultaten van de tellingen sinds 2008 vertonen een sterke terugval in het aantal waargenomen reeën in de periode 2014 - 2023 ten opzicht van de periode 2008 - 2013.

De monitoring zal ook de volgende jaren aan de hand van hetzelfde protocol verder gezet worden. Hierbij zullen op alle trajecten de afstanden tussen de waarnemer en de reeën genoteerd worden om eventuele veranderingen in zichtbaarheid in het boxcomplex te kunnen detecteren.

Het is echter duidelijk dat de waargenomen daling niet louter aan een verandering in zichtbaarheid toegekend kan worden. Vanuit de beheerders uit de verschillende gewesten werd gevraagd aan het DEMNA en INBO om volgende vragen te beantwoorden:

- Wat zijn mogelijke oorzaken en mechanismen die de waargenomen daling kunnen verklaren? (hypothesevorming)
- Met welke technieken en methoden kunnen de verschillende hypothesen onderzocht worden?

De basismechanismen die een daling in de populatie kunnen verklaren zijn:

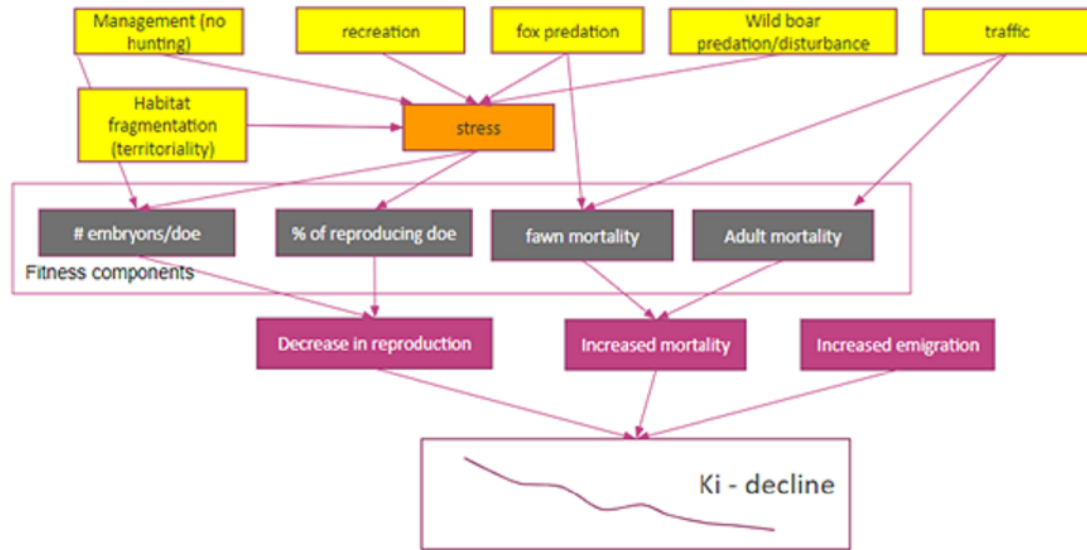
- een afname in reproductie,
- een toegenomen emigratie,
- een afname in immigratie,
- een toename in de sterfte.

Onderstaand schema (figuur B.1) omvat de mogelijke oorzaken en hoe ze inwerken samen. Hierbij valt op dat bepaalde oorzaken eenzelfde populatiedynamische parameter kunnen beïnvloeden. Zo kan een toegenomen sterfte zowel het effect zijn van verkeersongelukken, predatie, ziektes of stress. Een toename in recreatie zou dan weer kunnen leiden tot meer stress wat zich kan vertalen in een gereduceerde fitness van de dieren, en zo minder jongen (reproductie) of meer sterfte.

De voorgestelde aanpak baseert zich op twee mogelijke onderzoeksmethoden die met elkaar gecombineerd kunnen worden.

1. **Cameraval onderzoek.** Aan de hand van een gerandomiseerde cameravalopstelling zouden volgende parameters over de toestand in Zoniën verzameld kunnen worden en vergeleken worden met de data van cameravallen uit andere gebieden in België en/of het buitenland. Door het systematische gebruik van Agouti als platform voor het verzamelen van cameravalbeelden, zijn als vergelijkingsmateriaal nu reeds cameravalbeelden beschikbaar uit Meerdaal/Dijlevallei, het Nationaal Park Hoge Kempen, het ASF-gebied in Wallonië en de Kroonjachten. Optimaal zouden als vergelijkingsmateriaal cameravalbeelden uit deze gebieden en dezelfde periode gebruikt worden als de te verzamelen of reeds verzamelde data uit Zoniën.

- aantal geobserveerde kitsen / aantal geobserveerde adulte reeën (reproductie)
- veranderingen in bovenstaande ratio doorheen het jaar (reproductie + sterfte)
- de aanwezigheid van everzwijnen (verstoring / stress / sterfte)
- de aanwezigheid van vos (sterfte)
- activiteitenpatronen van reeën (verandering o.i.v. recreatie - vgl andere gebieden)



Figuur B.1: Oorzaken en gevolgen van stress op een populatie reeën.

2. **Metten van de hormoonspiegels** (glucocorticoïdes) als niet-invasieve methode voor het meten van de stress niveaus (zie bijlage C).

- Bepalen van de hormoonspiegels in de uitwerpselen (Cortisol in uitwerpselen)
 - Bepalen van de perioden doorheen het jaar met verhoogde stress / piekbepalingen
- Bepalen van de hormoonspiegels in de haren (Cortisol in haren)
 - Bepaling van chronische stress over de vorige weken/maanden. Dit vereist de vergelijking met andere gebieden en dus ook het nemen van stalen in andere gebieden.

C STRESSBEPALING BIJ *CAPREOLUS CAPREOLUS*

Aangeleverd door de collega's van SPW.

C.1 PHYSIOLOGIE ET MESURE DU STRESS

Les signaux de stress peuvent être repérés de différentes façons:

- Examen général : fréquence cardiaque, fréquence respiratoire et pression sanguine augmentées.
- Prise de sang : divers paramètres étudiés, mais nécessite une capture et donc un biais de mesure car implique un stress chez l'animal.
- Hormones: glucocorticoïdes (cortisol).

C.2 RAPPEL SUR L'AXE HYPOTHALAMO-HYPOPHYSAIRE ET LA PRODUCTION DE GLUCOCORTICOÏDES

En cas de stimulus stressant, l'axe hypothalamo-hypophysaire est activé et l'hypothalamus produit la CRH (corticotropin releasing hormone). La CRH agit ensuite sur le lobe antérieur de l'hypophyse qui va produire l'ACTH. L'ACTH quant à elle a une action sur la zone fasciculaire des glandes surrénales et ces dernières produiront des glucocorticoïdes, dont le cortisol. Ils sont alors détectables dès 3 à 5 minutes dans le plasma des mammifères. La production de glucocorticoïdes est régulée par feed-back négatif. Lors de stress aigu, la sécrétion de cortisol revient rapidement à la normale, mais lors de stress chronique, le feedback négatif perd en efficacité et la sécrétion de glucocorticoïdes reste élevée.

Le cortisol est impliqué dans de nombreuses réponses métaboliques nécessaires au bon fonctionnement de l'organisme, mais peut être délétère s'il est présent en concentration élevée de façon prolongée (immunosuppression, altération de la reproduction; Möstl & Palme (2002)). C'est un marqueur de stress chronique ou aigu. Il peut être prélevé dans le sang, les urines, le lait, la salive, les fèces ou les poils. Cependant, il vaut mieux privilégier un prélèvement non invasif pour ne pas induire un biais de mesure suite au stress de la capture. En cas de surproduction chronique de glucocorticoïdes, une augmentation de la taille des surrénales peut éventuellement être observée (sur carcasse).

C.3 MÉTHODES DE MESURE NON INVASIVES

Les deux méthodes les plus pertinentes dans notre cas sont la détection du taux de cortisol dans les poils et dans les matières fécales. En effet, elles sont toutes deux non invasives, n'interfèrent pas avec les résultats et ont fait leurs preuves Möstl & Palme (2002).

La méthode de **hair cortisol concentration** met en évidence le niveau de stress éprouvé par l'animal au cours des derniers mois, ce qui est un indication du stress chronique de l'animal.

La méthode de **feces cortisol concentration** peut détecter un stress récent (12 à 48 heures post-stress). Ceci dépend de l'espèce, car l'excrétion de cortisol dépend de la durée du passage intestinal (Möstl & Palme, 2002). Cette méthode peut être utile si on corrèle le taux de cortisol des fèces avec une observation de la présence humaine quotidienne.

C.4 BIAIS DE MESURE

- Statut physiologique: pas de différence significative entre jeunes et adultes (pas de période hypo-répondante chez le chevreuil; Bonnot *et al.* (2018)), ni entre mâles et femelles (Vilela *et al.*, 2020).
- Cycle saisonnier: la saison du prélèvement peut avoir un impact sur le résultat (Heimbürge *et al.*, 2019).
- Couleur du poil: le taux de cortisol peut différer selon la couleur et la partie du corps dont le poil est prélevé, mais rien de concluant n'a été montré (Heimbürge *et al.*, 2019).

C.5 PROTOCOLES

	Hair cortisol	Feaces cortisol
Laps de temps étudié	Stress chronique: dernières semaines, voire derniers mois	Stress récent: 12 à 48h post stress
Récolte	Couchettes, mue, piquet ou barbelés, animaux morts	Recherche aux endroits de passage des animaux
Analyse	Procédure (Moya <i>et al.</i> , 2013): Une fois récoltés, les poils sont 1) rincés 2 x 3' dans 5mL d'isopropanol, séchés et couverts 5 jours dans une pièce à t° ambiante; 2) Mixés dans un mixeur à 22Hz 5'; 3) Placer 20mg de l'échantillon dans un tube de 5mL avec 1mL de méthanol; 4) L'ensemble doit être soniqué (soumis à des ultrasons) 30', puis incubé dans un shaker pendant 18h à 50°C et 100 rpm; 5) 0,8mL du surnageant est pipeté et évaporé sur une plaque à 45°C sous un flux de nitrogène; 6) Ajout de 100µL de solution saline (PBS); 7) Quantification du cortisol dans un kit enzyme immunoassay EIA.	Procédure (Hadinger <i>et al.</i> , 2015): Une fois récoltées, les fèces sont 1) 5g de fèces sont mixées avec 5mL de méthanol à 80%; 2) Le tout est homogénéisé par centrifugation pendant 30'; 3) Dilution du surnageant dans une solution saline 1:10; 4) Quantification du cortisol dans un kit enzyme immunoassay EIA : DetectX steroid immunoassay kit de Arbor Assay (Dixon <i>et al.</i> , 2021) sur MF sèches : 1 x 96 plates = 375€

L'utilisation des deux méthodes simultanément peut être intéressante car elles sont complémentaires. En effet, elles donnent des informations sur le taux de cortisol à différents moments (Vilela *et al.*, 2020). Le taux de cortisol des poils peut montrer la chronicité ou non du stress que subissent les chevreuils et le taux de cortisol des matières fécales peut mettre en évidence des moments où le stress est plus important.

En outre, ce sont les méthodes les plus faciles à mettre en œuvre et les plus pertinentes dans notre cas car elles n'impliquent pas une capture de l'animal.