

법정관리종 지정 및 수거 제도가 외래종 늑대거북 유기에 미치는 영향

박은진, 강하경¹, 김철훈², 임종윤³, 장이권^{1,*}, 구교성^{4,*}

단국대학교 생명과학부, ¹이화여자대학교 에코과학부, ²야생생물관리협회 중앙사무국, ³실리콘큐브, ⁴이화여자대학교 에코과학연구소

The impact of the legal designation and collection system on the abandonment and surrender of non-native common snapping turtle (*Chelydra serpentina*) in South Korea

Eun Jin Park, Hakyung Kang¹, Chul Hoon Kim², Jong-Yoon Im³, Yikweon Jang^{1,*} and Kyo Soung Koo^{4,*}

Department of Biological Sciences, Dankook University, Cheonan 31116, Republic of Korea

¹Division of EcoScience, Ewha Womans University, Seoul 03760, Republic of Korea

²Head Office of Wildlife Management Association, Seoul 02052, Republic of Korea

³SiliconCube Ltd., Seongnam 13449, Republic of Korea

⁴Research Institute of EcoScience, Ewha Womans University, Seoul 03760, Republic of Korea

Contribution to Environmental Biology

- We have identified that implementing a collection system for ecosystem-disturbing species (EDS), such as the common snapping turtle (*Chelydra serpentina*), is an effective approach to minimizing their release into the wild.
- Altogether, these results underscore the importance of extending the application of the collection system to newly designated ecosystem-disturbing species.

*Co-corresponding authors

Yikweon Jang

Tel. 02-3277-4496

E-mail. jangy@ewha.ac.kr

Kyo Soung Koo

Tel. 02-3277-6669

E-mail. flqpfj@hanmail.net,

flqpfj85@gmail.com

Received: 5 January 2024

First revised: 29 January 2024

Second revised: 8 February 2024

Revision accepted: 6 March 2024

Abstract: The common snapping turtle (*Chelydra serpentina*), which is native to North America, started to be imported into South Korea as pets in the 1990s. The turtle was sold in supermarkets and pet shops nationwide at low prices such as 20 USD. These non-native turtles, with their large size and strong predatory nature, have been consistently discovered in the wild in South Korea beginning in 2014, and they were designated as an ecosystem-disturbing species (EDS) in October 2022. Until June 30, 2023, a collection system was implemented to reduce the abandonment problem of *C. serpentina* due to their designation as an EDS. In this study, we analyzed the impacts of the legal designation as an ecologically disturbing species and the collection system of *C. serpentina* on their abandonment and surrender. Our findings showed that designation as EDS did not affect the abandonment of *C. serpentina*. Meanwhile, the collection system led to cases of immediate surrender. Within 3 years of post-purchase, 41.8% of the turtles were surrendered, and 67.5% were surrendered when they reached 3 kg. Determining the impact of the legal designation as an EDS may be currently limited due to the difficulty of detecting *C. serpentina* in the wild. On the other hand, cases of surrender through the collection system are considered to be effective as they have been shown to reduce the abandonment of this newly designated ecosystem-disturbing species.

Keywords: Asia, Testudines, Chelydridae, reptile, invasive species, pet, market

1. 서 론

침략성 위해 외래종(Invasive Alien Species)에 의한 문제는 전 세계 생물다양성 감소에 두 번째 주요한 원인으로 간주되고 있다(Clavero and García-Berthou 2005; Simberloff *et al.* 2013). 외래종이 자연으로 유입되면, 토착종과의 경쟁, 포식, 질병 전파 등으로 인해 개체군의 감소에서 심각한 경우 절멸까지도 이어질 수 있다(Cadi and Joly 2004; Beard and O'Neill 2005; Crowl *et al.* 2008; Doherty *et al.* 2016). 예를 들어 원산지가 중남미인 사탕수수두꺼비(Cane toad, *Rhinella marina*)는 농업 해충 감소를 목적으로 호주에 의도적으로 유입되었으나 이후 야생에 정착했다(Zug and Zug 1979; Phillips *et al.* 2007). 하지만 맹독성을 지니고 있어 두꺼비를 포식하는 악어 등 호주 고유종 감소의 직접적인 원인이 되고 있다. 게다가 장거리를 이동하는 종이기 때문에 질병 확산을 매개할 수 있다(Brown and Shine 2014). 또한, 호주갈색나무뱀(Brown tree snake, *Boiga irregularis*)이 제2차세계대전 직후 비의도적으로 마리아나 제도의 괌(Guam)에 유입되었고, 이전까지 상위 포식자가 없던 괌의 많은 조류(Avifauna)가 심각한 멸종 위기에 처했다(Wiles *et al.* 2003). 게다가 외래종의 유입은 작물 및 가축 생산량 감소, 토착종 생물다양성 손실, 생산 비용 증가, 개체수 관리 등 인간에게도 큰 경제적 비용을 발생시킬 수 있다(McNeely 2001). 최근 연구에서는 외래종과 관련된 문제를 관리하는 데 소요된 비용이 최소 1.2 trillion USD에 달하며 앞으로도 점점 커질 것으로 예상하고 있다(Diagne *et al.* 2020).

한국에서는 1970년대부터 황소개구리(*Lithobates catesbeianus*)를 시작으로 외래종이 본격적으로 유입되었다(NIE 2021a; Han *et al.* 2023). 최근 자료에 따르면, 외래종의 유입은 2009년 894종에서 2021년 2,653종으로 약 10년 사이 3배 증가한 것으로 나타났다(NIE 2021a). 특히, 애완동물로 인기가 많은 양서류류의 경우, 2019년 온라인에서 판매된 종 수만 700종에 가까웠다(Koo *et al.* 2020a). 외래종의 야생 유입 및 발견 사례는 꾸준히 증가하고 있으며(Koo *et al.* 2020b), 이에 따른 토착종에 대한 포식(Koo *et al.* 2019; Seo *et al.* 2023) 및 경쟁 사례가 잇달아 보고되고 있다(Jo *et al.* 2017; Seo 2022; Kang *et al.* 2023). 최근에는 붉은귀거북(*Trachemys scripta elegans*), 리버쿠터(*Pseudemys concinna*), 페닌슐라쿠터(*P. peninsularis*)는 이미 한국

야생에 정착했으며, 번식을 통해 개체군을 형성하는 것이 확인되었다(Koo and Sung 2019; Cheon *et al.* 2023; Koo *et al.* 2023a). 더욱이 멸종위기종인 남생이와 중국줄무늬목거북 사이의 교잡 개체들이 야생에서 포획되었으며(Koo *et al.* 2022a), 지금까지 한국에서는 발견되지 않았던 거머리 2종이 토착 거북과 외래종에서 발견되었다(Koo *et al.* 2022b, 2023b).

환경부에서는 “생물다양성 보전 및 이용에 관한 법률 제21조의2”에 근거하여, 생태계의 균형을 교란하거나 교란 우려가 있는 생물을 생태계교란종으로 지정하고 있다(NIE 2021a). 생태계교란종으로 지정되면 수입, 반입, 사육, 재배, 방사, 이식, 양도, 양수, 보관, 운반 또는 유통이 금지되며, 법을 어길 시 2년 이하의 징역 또는 2천만 원 이하의 벌금에 처한다(환경부고시 제2023-228호 생태계교란 생물 지정, www.kias.nie.re.kr). 따라서 환경부는 1998년 황소개구리를 시작으로 2023년 11월까지 총 1속(*Genus Trachemys*) 전체 그리고 37종을 생태계교란종으로 지정하였다(NIE 2021b). 한편, 최근 연구에서 단순히 생태계교란종을 지정하는 것은 오히려 유기를 조장할 가능성이 있음을 확인하였다(Sul *et al.* 2023a). 2020년 생태계교란종으로 지정된 플로리다붉은배거북, 리버쿠터, 중국줄무늬목거북의 발견 빈도는 지정된 이후 크게 증가하였다(Sul *et al.* 2023a). 게다가 리버쿠터의 근연종이지만 생태계교란종으로 지정되지 않은 페닌슐라쿠터도 2020년 이후 발견 빈도가 크게 증가하였다(Sul *et al.* 2023a).

캐나다와 미국이 원산지인 늑대거북은 약 50 cm까지 성장하는 대형 잡식성 거북으로 세계 여러 나라에 애완동물로서 판매되었다(Van Dijk 2012). 이미 일본에서는 야생 개체군이 형성되었으며, 그외 여러 나라에도 유입되어 토착생물과 생태계에게 직접적인 피해를 야기하고 있다(Kobayashi *et al.* 2006; Kato *et al.* 2015; Garig *et al.* 2020). 더욱이 야생에 정착한 늑대거북을 관리하기 위해 투입되는 비용도 적지 않다(Soto *et al.* 2022). 한국에는 1990년대 처음 유입된 것으로 추정되며(Han *et al.* 2023), 약 25,000 원에 저렴한 가격으로 전국 대형마트에서 판매되었다(Koo *et al.* 2020a). 이후 2014년 첫 사례를 시작으로 야생에서 꾸준히 발견되고 있다(Koo *et al.* 2020b, 2020c). 한국에서는 2022년 10월 28일 생태계교란종으로 지정되었다. 이후 6개월 동안(2023년 4월 27일까지) 개인 사육 허가를 위한 유예기간이 주어졌으며, 같은 해 6월 30일까지 각 유

역환경청을 통해 수거 제도를 실시했다. 수거 제도는 사육 포기자가 가까운 유역환경청에 신고 후 지정된 기관에 방문하여 관련된 서류를 작성하는 절차가 포함된다.

우리는 이번 연구에서 1) 생태계교란종 지정이 늑대거북의 유기에 영향을 미칠 것인지 그리고 2) 늑대거북 수거 제도가 유기를 줄이는 방안이 될 것인지를 검증하기 위해 생태계교란 지정 전후로 유기 및 사육 포기 사례를 비교하였다. 또한, 사육 포기를 결정하는 데 영향을 미칠 수 있는 요소 중 개체의 크기와 구입 후 사육 포기까지의 기간을 분석했다. 이번 연구를 통해 생태계교란종의 지정이 생물 유기에 미치는 영향을 파악할 수 있는 자료가 확보될 것이며, 향후 외래종 관리에 중요한 근거가 될 것이다.

2. 재료 및 방법

2.1. 유기 사례 수집

늑대거북은 생애 대부분을 물속에서 생활하는 수생거북으로 한국에서는 육안 조사나 모니터링보다는 우연한 발견이 대부분이다(Steyermark *et al.* 2008). 따라서, 늑대거북의 유기는 공식적으로 발표된 국내외 논문과 국가 발행 보고서 그리고 구글, 다음, 네이버, 유튜브와 같은 인터넷 플랫폼을 통해 야생에서 발견된 기록을 기준으로 확인하였다. 특히 잘못된 정보의 가능성을 배제하기 위해 정확한 개체의 사진이 있는 경우에만 분석 자료로 활용하였다. 또한, 2015~2022년까지 국립생태원에서 수행된 “외래생물 정밀조사” 결과에서 늑대거북의 발견 사례를 수집하였다(NIE 2021a). 발견 당시 주변 환경을 기록했으며 환경공간정보 서비스에서 제공하는 토지피복지도 세분류의 기준을 따랐다(www.egis.me.go.kr).

2.2. 사육 포기 사례 수집

늑대거북이 생태계교란종으로 지정됨에 따라 시행된 수거 제도로 인해 사육 포기된 개체들의 수거 업무는 각 유역환경청 그리고 직접적인 수거와 관리는 야생생물관리협회에서 담당한다. 따라서, 유역환경청과 야생생물관리협회를 통해 사육 포기 사례를 확인하였다. 사육 포기의 주요한 원인을 분석하기 위해 수거된 개체의 크기와 첫 구입 후 사육 포기까지의 기간을 기록했다. 늑대거북의 크기는 포획 및 사육 포기 당시 줄자(tape measure)를 이용하여 측정했

다. 또한, 사육 포기자를 대상으로 구입 년도부터 사육 포기 년도까지의 기간을 기록하였다(Christiansen and Burken 1979; Galbraith and Brooks 1989).

2.3. 자료 구분 및 분석

생태계교란종 지정에 따른 늑대거북의 유기 사례는 지정 일인 2022년 10월을 기준으로 지정 전 1년(2021년 10월~2022년 9월)과 지정 후 1년(2022년 10월~2023년 9월) 간의 빈도 차이를 비교했다. 또한, 1) 늑대거북의 유기 사례와 사육 포기 사례의 차이 그리고 2) 늑대거북이 발견된 서식지 유형의 차이도 빈도 분석 방법을 활용해 분석하였다. 모든 빈도 차이는 Chi-square test 방법을 활용해 분석했다. 사육 포기에 영향을 미치는 늑대거북의 구입 후 기간과 체중의 관계는 Pearson's correlation analysis를 이용해 분석했다. 통계 분석에는 SPSS v26.0 (IBM, USA)을 활용했으며, 유의수준은 $p < 0.05$ 로 설정했다.

3. 결 과

2023년 11월까지 한국에서 보고된 늑대거북의 유기 사례는 총 38건으로 2014년 이후 꾸준히 기록되었다(Fig. 1). 늑대거북이 생태계교란종으로 지정된 이후 1년간(2022년 10월~2023년 9월) 발견된 늑대거북은 지정 전 1년간(2021년 10월~2022년 9월) 발견되는 수와 차이가 없었다($\chi^2 = 0.222$, $df = 1$, $p = 0.637$). 반면, 2023년까지 사육 포기 사례는 총 76건이었으며, 유기 사례와 뚜렷한 차이가 있었

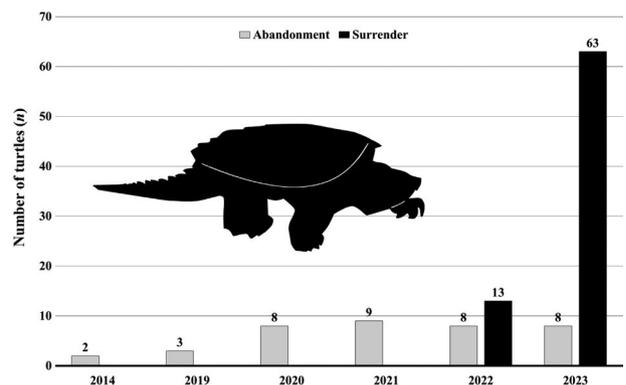


Fig. 1. Abandonment and surrender of pet common snapping turtles (*Chelydra serpentina*) by year. Cases of surrender have been recorded since October 2022. We downloaded the turtle picture from <https://www.phylopic.org/> and the artist is Edwin Price.

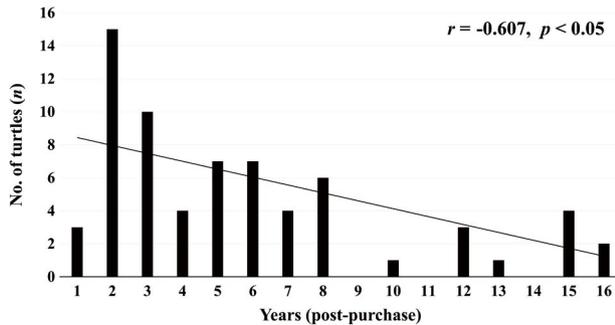


Fig. 2. Correlation between years post-purchase and surrender of the common snapping turtle (*Chelydra serpentina*).

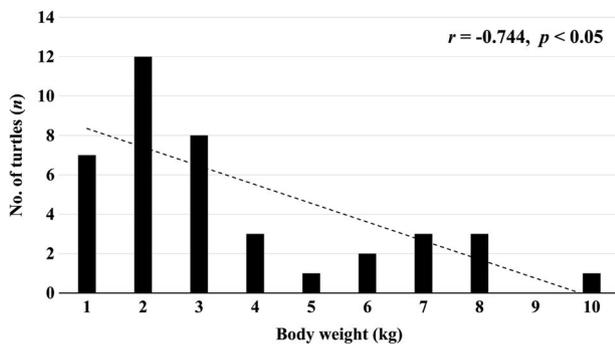


Fig. 3. Correlation between body weight and surrender of the common snapping turtle (*Chelydra serpentina*).

다($\chi^2 = 117.334, df = 1, p < 0.0001$). 수거 제도 시행 이전에 사육 포기된 사례는 확인되지 않았다.

유기된 늑대거북의 서식지 환경이 확인된 사례는 22건이었으며, 호소(45.5%, $n = 10$)의 빈도가 가장 높았고, 하천(40.9%, $n = 9$)과 논(10.6%, $n = 3$) 순으로 확인되었다. 발견 빈도에 있어서도 서식지 환경에 따른 차이는 뚜렷하지 않았다($\chi^2 = 3.909, df = 2, p = 0.142$).

사육자들은 늑대거북을 구입한 후 평균 5.7 ± 4.3 ($n = 67$)년 만에 사육을 포기하였으며, 사육 포기 기간은 구입 직후부터 16년까지 다양했다(Fig. 2). 전체 41.8% ($n = 28$)의 늑대거북은 구입 후 3년 내 사육 포기되었다. 구입 후 사육 포기까지의 기간은 사육 포기 개체수와는 음의 상관관계가 있다($r = -0.607, p < 0.05$).

평균 체중은 3.6 ± 2.3 kg ($n = 40$)이었으며, 최고 큰 개체는 약 10 kg이었다(Fig. 3). 사육 포기된 늑대거북의 67.5%가 3 kg 이내였다. 늑대거북이 포기된 시점에서 체중은 포기된 개체수와는 음의 상관관계가 있다($r = -0.744, p < 0.05$).

4. 고 찰

생태계교란종 지정 직후 야생에서 발견된 리버쿠터, 중국줄무늬목거북의 수가 크게 증가했다(Sul *et al.* 2023a, 2023b under review). 반면, 본 연구에서는 생태계교란종 지정이 늑대거북 유기에 영향을 미치지 않은 것으로 확인되었다. 이러한 결과는 몇 가지로 설명할 수 있다. 첫 번째는 생태계교란종 지정과 함께 시행된 수거 제도의 영향이다. 생태계교란종으로 지정되면 6개월 내에 개인 사육을 위해 정부 시스템에 등록을 해야 하지만 이 과정에서 상당수가 야생에 버려지는 것으로 확인되었다(Sul *et al.* 2023a, 2023b under review). 반면, 수거 제도가 시작된 이후 많은 사육 포기 사례는 생태계교란종 지정에 따른 늑대거북 유기를 억제시키는 데 영향을 미쳤을 가능성이 있다. 두 번째는 여전히 유기는 많이 일어나고 있지만 수생거북의 특성상 정확한 수 파악이 제한되었던 것이 원인일 수 있다. 늑대거북을 비롯한 수생거북은 반수생거북과 달리 체온 조절을 위한 일광욕을 위해 물 밖에 정기적으로 나가지 않기 때문에 육안조사로 발견하기 어렵다(Ryan *et al.* 2014). 따라서, 유기는 지속적으로 일어나고 있지만 정확한 수 파악을 위한 조사가 이루어지지 못했던 것에 기인했을 가능성이 있다. 늑대거북은 1990년대 수입되기 시작했으며(Sul *et al.* 2023a), 전국 마트와 펫샵에서 수백 혹은 수천 개체가 팔렸을 것으로 예상되기 때문에 실제 유기된 사례는 훨씬 많을 것으로 예상된다(Koo *et al.* 2020a).

애완동물을 유기하는 이유는 큰 크기, 긴 수명, 높은 공격성, 많은 유지 비용에 따른 부담뿐만 아니라, 사육자가 직접 죽이지 못하는 것도 원인이 된다(Van Wilgen *et al.* 2010; Jacobetty *et al.* 2019; Esposito *et al.* 2022; Sun *et al.* 2022). 반면, 수거 제도는 사육자가 직접 기관에 전달해야 하는 수고로움에도 애완동물을 죽이지 않고 사육을 포기할 수 있는 장점이 있다. 이번 연구에서 수거 제도에 따른 사육 포기 비율은 단기간이었음에도 그동안 발견된 늑대거북 수보다 많았다. 이는 수거 제도가 유기의 문제를 어느 정도는 억제하는 방안이 될 수 있음을 의미한다. 게다가 수거 제도는 개인의 문제를 국가가 세금을 통해 해결해 주는 방법이지만, 야생으로 유기된 이후 관리 비용에 비해 훨씬 저렴하기 때문에 앞으로도 시행될 필요가 있다(Yokomizo *et al.* 2009; Soto *et al.* 2022).

펫샵에서는 어린 늑대거북을 판매하며, 부화 직후 크기는 보통 2.5~3 cm 정도로 작다(Congdon *et al.* 1999). 하지

만 늑대거북은 생후 5~6년까지 매우 빠르게 성장하는데, 매년 2~4 cm씩 성장하며 5년이 되면 20 cm까지도 자란다 (Christiansen and Burken 1979). 이번 연구에서도 구입 후 3년 정도 되는 개체를 포기하는 사례가 절반에 가까웠다. 즉, 빠르게 성장하는 늑대거북의 특성상 사육 초기 부담에 따라 유기했을 가능성이 크다. 이러한 사육 포기 문제는 구매자의 지식 부족에서 비롯된다 (Episcopio-Sturgeon and Pienaar 2020). 예를 들어 구입하고자 하는 동물이 얼마나 크게 성장하는지, 얼마나 오래 사는지, 얼마만큼의 큰 공간이 필요한지 그리고 유지를 위해 얼마나 많은 비용이 필요한지에 대한 정확한 정보가 전달될 경우, 충동적인 구입은 줄어들 것이다 (Episcopio-Sturgeon and Pienaar 2020). 또한, 동물을 유기할 경우, 생태계 측면에서 피해를 일으킬까와 동시에 추후 포획되어 안락사 당할 수 있다는 사실을 알게 되면 유기보다는 다른 선택을 할 가능성이 높아질 것이다. 따라서 구매자들은 사전에 대상종에 대한 충분한 지식 습득과 준비가 필요할 것이며, 판매자는 종과 사육에 관련된 정보를 정확히 전달하는 것이 필요하다. 또한 정부나 기관은 2022년도에 시행했던 늑대거북 수거 제도와 같은 정책을 통해 동물 유기를 사전에 예방해야 할 것이다. 외래종 구입 전에 관련된 교육 영상을 의무적으로 시청하게 하는 것도 정부 차원에서 고려해 볼 수 있는 방안이다 (Rowan 1992). 즉, 외래동물의 유기 문제는 구매자, 판매자 그리고 정부 기관 모두가 협력하여 해결해야 하는 문제이다.

늑대거북은 큰 하천과 저수지뿐만 아니라 작은 못이나 배수지에서도 흔하게 발견된다 (Anderson *et al.* 2002). 이번 연구에서 확인된 유기 사례들은 직접조사가 아닌 우연에 따른 발견이지만 늑대거북이 한국의 수환경에서도 충분히 적응할 수 있음을 보여준다. 한편, 늑대거북은 산란지와 동면지로써 진흙이나 모래 환경을 활용한다 (Meeks and Ultsch 1990; Reese *et al.* 2002; Thompson *et al.* 2017). 따라서, 논에서 발견된 사례 (봄철)는 늑대거북이 우리나라에서 겨울을 보낼 수 있음의 직접적인 증거이다 (Koo *et al.* 2020c). 게다가 지난 2021년에는 수원시에 위치한 일왕저수지에서 늑대거북이 산란한 알이 발견되었다 (NIE 2021a). 더욱이 한국과 비슷한 기후와 환경을 가진 일본의 경우에도 이미 정착했으며, 어린 개체들이 발견되고 있다 (Kobayashi *et al.* 2006). 늑대거북은 수명이 길고, 천적이 거의 없으며 한 번에 수 km를 이동하는 파충류이기 때문

에 한국에 정착하고 번식을 시작할 경우 전국적인 확산은 시간 문제일 것이다 (Pettit *et al.* 1995; Haxton 2000). 따라서 한국 정부와 해당 분야 전문가들은 적극적인 관리와 저감 대책을 통해 늑대거북이 한국 야생에 정착하는 것을 막아야 할 것이다.

적 요

북미 지역이 원산지인 늑대거북 (*Chelydra serpentina*)은 1990년대부터 한국에 수입되었다. 늑대거북은 전국의 대형마트와 펫샵에서 약 20달러 정도의 낮은 가격으로 팔렸다. 이후 큰 크기에 강력한 포식자인 늑대거북은 2014년부터 야생에서 발견되기 시작했으며, 2022년 10월 생태계교란생물로 지정되었다. 이후 2023년 6월 30일까지는 늑대거북의 생태계교란종 지정에 따른 유기를 줄이기 위해 수거 시스템을 운영하였다. 이번 연구에서는 생태계교란종에 대한 법적관리종 지정과 수거 시스템이 늑대거북의 유기와 사육 포기에 미치는 영향을 분석하였다. 연구 결과, 생태계교란종 지정은 늑대거북의 유기에는 영향을 미치지 않았다. 반면, 사육 포기 사례는 수거 시스템 운영 직후부터 확인되었다. 늑대거북의 41.8%는 구입 후 3년 내 그리고 67.5%는 3 kg이 되기 전에 사육 포기되었다. 생태계교란종 지정이 늑대거북의 유기에 영향을 미치지 않았다는 결과는 아마도 수생거북의 특성상 개체 파악이 어렵다는 한계가 작용했을 것이다. 반면, 수거 시스템은 자연으로 유기될 수 있는 늑대거북의 상당수를 회수하는 효과가 있는 것으로 판단된다. 따라서, 추후 새롭게 생태계교란종으로 지정하는 외래종에게도 수거 시스템을 적용하는 것이 야생으로의 유기를 제한하는 데 효과적일 것이다.

CRedit authorship contribution statement

EJ Park: Investigation, Analyze, Writing - Original draft preparation. **H Kang:** Investigation, Writing - Original draft preparation. **CH Kim:** Investigation, Writing - Reviewing and editing. **JY Im:** Writing - Reviewing and editing. **Y Jang:** Resource, Writing - Reviewing and editing, Supervision. **KS Koo:** Conceptualization, Analyze, Writing - Original draft preparation, Writing - Reviewing and editing, Funding, Supervision.

Declaration of Competing Interest

The authors declare no conflicts of interest.

사 사

본 결과물은 환경부의 재원으로 한국환경산업기술원의 지원을 받아 연구되었습니다(RS-2021-KE001530).

REFERENCES

- Anderson RV, ML Gutierrez and MA Romano. 2002. Turtle habitat use in a reach of the upper Mississippi River. *J. Freshw. Ecol.* 17:171–177. <https://doi.org/10.1080/02705060.2002.9663884>
- Beard KH and EM O'Neill. 2005. Infection of an invasive frog *Eleutherodactylus coqui* by the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in Hawaii. *Biol. Conserv.* 126:591–595. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.004>
- Brown GP and R Shine. 2014. Immune response varies with rate of dispersal in invasive cane toads (*Rhinella marina*). *PLoS One* 9:e99734. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099734>
- Cadi A and P Joly. 2004. Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodivers. Conserv.* 13:2511–2518. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000048451.07820.9c>
- Cheon SJ, MM Rahman, JA Lee, SM Park, JH Park, DH Lee and HC Sung. 2023. Confirmation of the local establishment of alien invasive turtle, *Pseudemys peninsularis*, in South Korea, using eggshell DNA. *PLoS One* 18:e0281808. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0281808>
- Christiansen JL and RR Burken. 1979. Growth and maturity of the snapping turtle (*Chelydra serpentina*) in Iowa. *Herpetologica* 35:261–266. <https://www.jstor.org/stable/3891697>
- Clavero M and E García-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol. Evol.* 20:110. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.01.003>
- Congdon JD, RD Nagle, AE Dunham, CW Beck, OM Kinney and SR Yeomans. 1999. The relationship of body size to survivorship of hatchling snapping turtles (*Chelydra serpentina*): An evaluation of the “bigger is better” hypothesis. *Oecologia* 121:224–235. <https://doi.org/10.1007/s004420050924>
- Crowl TA, TO Crist, RR Parmenter, G Belovsky and AE Lugo. 2008. The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Front. Ecol. Environ.* 6:238–246. <https://doi.org/10.1890/070151>
- Diagne C, B Leroy, RE Gozlan, AC Vaissière, C Assailly, L Nuninger, D Roiz, F Jourdain, I Jarić and F Courchamp. 2020. InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Sci. Data* 7:277. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00586-z>
- Doherty TS, AS Glen, DG Nimmo, EG Ritchie and CR Dickman. 2016. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proc. Nat. Acad. Sci. U. S. A.* 113:11261–11265. <https://doi.org/10.1073/pnas.1602480113>
- Episcopio-Sturgeon DJ and EF Pienaar. 2020. Investigating support for management of the pet trade invasion risk. *J. Wildl. Manage.* 84:1196–1209. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21867>
- Esposito G, L Di Tizio, M Prearo, A Dondo, C Ercolini, G Nieddu, A Ferrari and P Pastorino. 2022. Non-native turtles (Chelydridae) in freshwater ecosystems in Italy: A threat to biodiversity and human health? *Animals* 12:2057. <https://doi.org/10.3390/ani12162057>
- Galbraith DA and RJ Brooks. 1989. Age estimates for snapping turtles. *J. Wildl. Manage.* 53:502–508. <https://doi.org/10.2307/3801156>
- Garig DF, JR Ennen and JM Davenport. 2020. The effects of common snapping turtles on a freshwater food web. *Copeia* 108:132–139. <https://doi.org/10.1643/CE-19-258>
- Han SB, KS Koo and Y Jang. 2023. How long did it take for non-native species into Korean wild and be designated as ecological disturbing species? p. 167. In: 2023 Annual Meeting of the Korean Society of Environmental Biology. Jeju, Korea.
- Haxton T. 2000. Road mortality of snapping turtles, *Chelydra serpentina*, in central Ontario during their nesting period. *Can. Field-Nat.* 114:106–110. <https://doi.org/10.5962/p.363919>
- Jacobetty R, D Lopes, J Fatjó, J Bowen and DL Rodrigues. 2019. Psychological correlates of attitudes toward pet relinquishment and of actual pet relinquishment: The role of pragmatism and obligation. *Animals* 10:63. <https://doi.org/10.3390/ani10010063>
- Jo SI, S Na, CK An, HJ Kim, YJ Jeong, YM Lim, SD Kim, JY Song and H Yi. 2017. Comparison analysis for using the habitat pattern between the Korean endangered species, *Mauremys reevesii*, and the exotic species, *Trachemys scripta elegans*. *Korean J. Environ. Ecol.* 31:397–408. <https://doi.org/10.13047/KJEE.2017.31.4.397>
- Kang H, KS Koo and Y Jang. 2023. Potential for food competition between invasive *Trachemys scripta elegans* and native *Mauremys reevesii* in South Korea. p. 161. In: 2023 Spring Conference of the Korean Society of Environmental Biology. Yangyang, Korea.
- Kato H, M Ishiguro, T Shirawa and Y Kominami. 2015. The record of the Reeve's turtle *Mauremys reevesii* (Testudines, Geomydidae), obtained from gastrointestinal contents of the

- Snapping turtle *Chelydra serpentina* (Testudines, Chelidridae) in Japan. Nat. His. Tokai Dist. 8:1-3.
- Kobayashi R, M Hasegawa and T Miyashita. 2006. Home range and habitat use of the exotic turtle *Chelydra serpentina* in the Inbanuma Basin, Chiba Prefecture, Central Japan. Curr. Herpetol. 25:47-55. [https://doi.org/10.3105/1345-5834\(2006\)25\[47:HRAHUO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3105/1345-5834(2006)25[47:HRAHUO]2.0.CO;2)
- Koo KS and HC Sung. 2019. Analysis on the important environmental factors for reproduction of *Trachemys scripta elegans* in Jeju Island, South Korea. Korean J. Ecol. Environ. 52:378-384. <https://doi.org/10.11614/KSL.2019.52.4.378>
- Koo KS, ES Kim and YK Jang. 2023b. Introduction on the three ectoparasites collected from endangered Reeves' turtle (*Mauremys reevesii*) in South Korea. p. 1. In: Proceedings of the 16th Meeting of Korean Society of Herpetologist. Jeongeup, Korea.
- Koo KS, ES Kim, JH Park, KY Yun, HJ Baek and YK Jang. 2022a. Wild hybridization between native *Mauremys reevesii* and exotic *Mauremys sinensis* in South Korea. p. 202. In: 2022 Annual Meeting and International Conference of the Korean Society of Environmental Biology. Busan, Korea.
- Koo KS, HJ Jang, DI Kim, SH Kim, HJ Baek and HC Sung. 2019. Report on the large population and habitat status of endangered species, *Mauremys reevesii* Gray 1831 (Reptilia; Testudines; Geoemydidae) in South Korea. Korean J. Environ. Ecol. 33:402-407. <https://doi.org/10.13047/KJEE.2019.33.4.402>
- Koo KS, HK Kang, AJ Kim, SR Kwon, MF Chuang, JY Seo and YK Jang. 2023a. First report on the natural breeding of river cooter, *Pseudemys concinna* Le Conte (1830), in the Republic of Korea. BiolInvasions Rec. 12:306-312. <https://doi.org/10.3391/bir.2023.12.1.27>
- Koo KS, HR Park, JH Choi and HC Sung. 2020a. Present status of non-native amphibians and reptiles traded in Korean online pet shop. Korean J. Environ. Ecol. 34:106-114. <https://doi.org/10.13047/KJEE.2020.34.2.106>
- Koo KS, K Yun and Y Jang. 2022b. *Ozobranchus jantseanus* (Clitellata: Ozobranchidae) from Reeve's Turtle, *Mauremys reevesii*. New Annelid Fauna in Korea. Korean J. Parasitol. 60:213-215. <https://doi.org/10.3347/kjp.2022.60.3.213>
- Koo KS, S Song, JH Choi and HC Sung. 2020b. Current distribution and status of non-native freshwater turtles in the Wild, Republic of Korea. Sustainability 12:4042. <https://doi.org/10.3390/su12104042>
- Koo KS, SM Park, HJ Kang, HR Park, JH Choi, JS Lee, BK Kim and HC Sung. 2020c. New record of the non-native snapping turtle *Chelydra serpentina* (Linnaeus, 1758) in the wild of the Republic of Korea. BiolInvasions Rec. 9:444-449. <https://doi.org/10.3391/bir.2020.9.2.30>
- McNeely J. 2001. Invasive species: A costly catastrophe for native biodiversity. Land Use Water Resour. Res. 2:1-10. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.47850>
- Meeks RL and GR Ultsch. 1990. Overwintering behavior of snapping turtles. Copeia 1990:880-884. <https://doi.org/10.2307/1446460>
- NIE. 2021a. Investigating Ecological Risk of Alien Species. National Institute of Ecology. Seocheon, Korea.
- NIE. 2021b. Information for the Field Management of Invasive Alien Species in Korea. National Institute of Ecology. Seocheon, Korea.
- Pettit KE, CA Bishop and RJ Brooks. 1995. Home range and movements of the common snapping turtle, *Chelydra serpentina serpentina*, in a coastal wetland of Hamilton Harbour, Lake Ontario, Canada. Can. Field-Nat. 109:192-200. <https://doi.org/10.5962/p.357611>
- Phillips BL, GP Brown, M Greenlees, JK Webb and R Shine. 2007. Rapid expansion of the cane toad (*Bufo marinus*) invasion front in tropical Australia. Austral Ecol. 32:169-176. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01664.x>
- Reese SA, DC Jackson and GR Ultsch. 2002. The physiology of overwintering in a turtle that occupies multiple habitats, the common snapping turtle (*Chelydra serpentina*). Physiol. Biochem. Zool. 75:432-438. <https://www.jstor.org/stable/10.1086/342802>
- Rowan AN. 1992. Shelters and pet overpopulation: A statistical black hole. Anthrozoös 5:140-143. <https://doi.org/10.2752/089279392787011430>
- Ryan TJ, WE Peterman, JD Stephens and SC Sterrett. 2014. Movement and habitat use of the snapping turtle in an urban landscape. Urban Ecosyst. 17:613-623. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0324-1>
- Seo J, Y Jang and KS Koo. 2023. *Dryophytes flaviventris* (yellow-bellied treefrog). Herpetol. Rev. 54:101.
- Seo JY. 2022. Interspecific competition between invasive Red-eared sliders (*Trachemys scripta elegans*) and endangered Reeves' turtles (*Mauremys reevesii*) over micro-habitats. M.S. Thesis. Ewha Womans University. Seoul, Korea.
- Simberloff D, JL Martin, P Genovesi, V Maris, DA Wardle, J Aronson, F Courchamp, B Galil, E García-Berthou, M Pascal, P Pyšek, R Sousa, E Tabacchi and M Vilà. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. Trends Ecol. Evol. 28:58-66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- Soto I, RN Cuthbert, A Kouba, C Capinha, A Turbelin, EJ Hudgins, C Diagne, F Courchamp and PJ Haubrock. 2022. Global economic costs of herpetofauna invasions. Sci. Rep. 12:10829. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-15079-9>
- Steyermark AC, MS Finkler and RJ Brooks. 2008. Biology of the Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*). Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. <https://doi.org/10.>

- [56021/9780801887246](https://doi.org/10.1111/tbed.14049)
- Sul HJ, KS Koo, S Park, Lee D and Y Jang. 2023b. Effects of legal regulation on release of exotic turtles in South Korea. (under review)
- Sul HJ, S Park, Y Jang and KS Koo. 2023a. Effects of legal regulation on release of non-native amphibians and reptiles. p. 172. In: 2023 Spring Conference of the Korean Society of Environmental Biology. Yangyang, Korea.
- Sun PL, CK Yang, WT Li, WY Lai, YC Fan, HC Huang and PH Yu. 2022. Infection with *Nannizziopsis guarroi* and *Ophidiomyces ophiodiicola* in reptiles in Taiwan. *Transbound. Emerg. Dis.* 69:764–775. <https://doi.org/10.1111/tbed.14049>
- Thompson MM, BH Coe, JD Congdon, DF Stauffer and WA Hopkins. 2017. Nesting ecology and habitat use of *Chelydra serpentina* in an area modified by agricultural and industrial activity. *Herpetol. Conserv. Biol.* 12:292–306.
- Van Dijk PP. 2012. *Chelydra serpentina* (errata version published in 2016). The IUCN Red List of Threatened Species 2012:e.T163424A97408395. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T163424A18547887.en>. Accessed December 21, 2023.
- Van Wilgen NJ, JRU Wilson, J Elith, BA Wintle and DM Richardson. 2010. Alien invaders and reptile traders: what drives the live animal trade in South Africa? *Anim. Conserv.* 13:24–32. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00298.x>
- Wiles GJ, J Bart, RE Beck Jr and CF Aguon. 2003. Impacts of the brown tree snake: patterns of decline and species persistence in Guam's avifauna. *Conserv. Biol.* 17:1350–1360. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01526.x>
- Yokomizo H, HP Possingham, MB Thomas and YM Buckley. 2009. Managing the impact of invasive species: the value of knowing the density-impact curve. *Ecol. Appl.* 19:376–386. <https://doi.org/10.1890/08-0442.1>
- Zug GR and PB Zug. 1979. The Marine Toad, *Bufo marinus*: a Natural History Resume of Native Populations. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. <https://doi.org/10.5479/si.00810282.284>