

Article

사수도에 번식하는 습새의 둥지 사용률의 변화 및 집쥐의 포식률

남기백^{1*} · 이경규² · 황재웅¹ · 유정철¹

¹경희대학교 이과대학 생물학과 · 한국조류연구소
(130-171) 서울특별시 동대문구 경희대로 26
²전라남도 신안군청 해양수산과
(535-705) 전라남도 신안군 압해읍 천사로 1004

Variation in Breeding Burrows of Streaked Shearwaters Breeding in Sasu Island, and Predation Rates by Norway Rats

Ki-Baek Nam^{1*}, Kyung-Gyu Lee², Jae-Woong Hwang¹, and Jeong-Chil Yoo¹

¹The Korea Institute of Ornithology, Department of Biology, College of Sciences, Kyung Hee University
Seoul 130-171, Korea

²Maritime Affairs and Fisheries Division, Shinan-gun Office
Shinan 535-705, Korea

Abstract : The seabird plays an important role as one of the indicator species for the status of and changes within marine ecosystems. Therefore, the conservation of seabirds and their habitats is important for maintaining the structure and function of marine ecosystems. Biological invasions affect most ecosystems on oceanic islands. In particular, *Rattus* spp. is the invasive species with the greatest impact on the seabird population. Introduced predators, like rats, severely affect seabirds and endanger them worldwide. The breeding population of Streaked Shearwaters *Calonectris leucomelas* in Sasu Island is one of biggest seabird colonies in Korea, and the Norway Rat *Rattus norvegicus* is known as an alien predator in this island. In this study we investigated rates of burrow occupancy and breeding success of Streaked Shearwaters for 7 years, and the impact of Norway Rats on the breeding success of Streaked Shearwaters breeding in Sasu Island for 4 years. Our results show that the percentage of breeding burrows decreased according to breeding stage during several years in the monitoring period, and that predation by the Norway Rat was the main cause in hatching failures. Consequently, although our results indicate that their breeding population is not likely to decline, Norway Rats have been affecting the breeding status of Streaked Shearwaters on Sasu Island during the last decade.

Key words : Streaked Shearwaters *Calonectris leucomelas*, breeding burrow, breeding success, Norway Rats *Rattus norvegicus*, invasive species

1. 서 론

바닷새 생활사 전략은 해양환경의 변화와 밀접하게 연

관되어 있다. 피식자와 포식자의 역할을 동시에 할 수 있는 바닷새는 해양과 해안지역의 먹이 환경에 중요한 조정자의 역할을 해 왔다(e.g. Haynes 1987; Cuthbert 2003; Brooke 2004). 더욱이 바닷새는 다른 생물 분류군 보다 해양에서 관찰되기 쉽다는 장점을 가지고 있다. 비록 전체

*Corresponding author. E-mail : k.b.nam1002@gmail.com

조류중에 비하여 바닷새의 숫자는 매우 적지만(전체 조류 종의 약 3.5%), 번식지의 분포 및 행동권을 고려해 볼 때, 바닷새의 번식 현황은 전 세계의 해안 및 해양 생태계의 상태를 반영한다고 볼 수 있다. 이러한 이유로 바닷새는 해양환경의 상태와 변화를 파악할 수 있는 잠재적인 지표 종으로 인식되어 왔다(Piatt et al. 2007; Parsons et al. 2008). 따라서 바닷새 서식지를 보호하기 위한 노력은 전체적인 생물 다양성과 해양 생태계의 건강성을 유지하는데 매우 중요하다(e.g. Martin et al. 2000; Atkinson 2001).

지난 반 세기 동안에 해상활동의 증가와 더불어 외래생물 침입의 빈도 역시 증가하였다(Cariton and Geller 1993; Ruiz et al. 1997). 외래생물 침입은 다양한 생태계의 토착 생물들에게 영향을 주는데, 특히 섬과 같은 고립된 생태계 환경에서는 더욱 심각한 영향을 끼치고 있다(Courchamp et al. 2002). 역사적으로 외래유입 포유류는 오래 전부터 바닷새 서식지로 사용되는 섬 생태계에 침입해 왔다(e.g. Ruffino et al. 2009). 특히 인간과 함께 이동하는 설치류인 쥐(*Rattus* spp.)는 섬 생태계에서 대표적인 침입종으로 인식되며, 고위도에 위치하는 서식지를 제외한 대부분의 바닷새 서식지에서 바닷새의 번식 활동에 가장 큰 영향을 끼치고 있다(Towns et al. 2006, Howald et al. 2007). Jones et al. (2008)의 연구에 의하면, 전 세계 10개과 75종의 바닷새에서 쥐에 의한 포식이 가장 큰 번식 실패 요인으로 나타났다.

고립된 서식지에 번식하는 대양성 바닷새의 대부분은 토착 포식자(natural predator)의 부재로 인하여, 포식자에 대한 방어와 같은 진화적인 행동을 보이지 않기 때문에, 외래유입 포식자(alien predator)에게 쉬운 먹이원이 될 수 있다(e.g. Roff 1994; Atkinson 2001). 외래유입 종인 쥐는 새로운 환경에 대한 높은 적응력 및 다양한 취식전략을 가지고 있으며, 알과 새끼 그리고 성조를 포함하는 모든 연령단계의 바닷새를 먹이원으로 포식할 수 있다(Jones et al. 2008). 이러한 특징 때문에 쥐는 바닷새 번식지에서 가장 성공적인 외래유입 포식자로 알려져 있다(Major et al. 2007). 결국 바닷새의 생활사 특징과 쥐의 다양한 섭식전략이 상호 복합적으로 작용하게 되면, 바닷새 개체군의 감소는 물론 궁극적으로는 멸종이라는 결과를 가져올 수 있다(Atkinson 1985; Jones et al. 2008). 따라서 많은 연구자들은 바닷새 보호를 위하여 쥐와 같은 외래유입 종의 개체수 조절 및 제거(eradication)와 같은 방법을 권고하고 있다(e.g. Igual et al. 2006; Howald et al. 2007; Pascal et al. 2008).

외래유입 종의 제거는 도서 지역에 서식하는 토착종을 보호하기 위한 관리방안 중에 하나로 알려져 있다(Howald et al. 2007; Hutton et al. 2007). 그러나 섬과 같은 고립된 서식지에서는 외래유입 종을 제거하기 전에 여러 가지 요

소들을 고려해야 한다. 먼저 제거작업에 들어가는 경제적 비용에 대한 고려가 필요하며, 제거작업 이후에 외래유입 종과 상호작용하던 토착 생물에게 발생하는 생태학적 이익에 대한 정보가 고려되어야 한다. 마지막으로 제거된 외래유입 종의 재유입 가능성에 대한 대책이 필요하겠다(Martins et al. 2006; Donlan and Wilcox 2007; Jones et al. 2008). 그러나 무엇보다도 토착종과 외래유입 종의 상호작용에 대한 정보를 얻는 것이 중요하다(e.g. Howald et al. 2007; Jones et al. 2008). 따라서 토착종의 번식 현황 및 외래유입 종으로부터의 피해 정도를 파악하는 연구가 반드시 선행되어야 한다.

슴새 *Calonectris leucomelas*는 우리나라의 대표적인 대양성 바닷새(Pelagic seabird)로서 섬과 같은 고립된 지역에서 집단 번식하는 여름철새이다. 슴새는 긴 번식기, 낮은 번식력, 암수 포란교대와 같은 대양성 바닷새의 생활사 특징을 잘 보여준다(Nam et al. 2008). 국내에는 제주도 추자면에 위치한 사수도가 최대 번식지로 알려져 있다(Park and Won, 1993). 기존의 연구에 의하면, 사수도에 번식하는 슴새 개체군은 외부에서 유입된 것으로 알려진 집쥐 *Rattus norvegicus*에 의한 포식으로 매우 낮은 번식 성공률을 보이고 있다(e.g. Lee and Yoo 2002; Nam et al. 2004; Oh et al. 2008). 그러나 기존의 연구들은 번식 개체군의 단편적인 번식 현황만을 보여주고 있으므로, 장기적인 번식 현황 및 포식자에 대한 번식 개체군의 반응과 같은 정보를 파악하기 어렵다. 따라서 슴새 번식 개체군에 대한 장기적이면서 효율적인 보호 관리 대책을 수립하려면 번식 개체군의 크기 및 번식 성공률과 같은 생태학적 정보를 지속적으로 수집해야 하며, 이러한 정보를 토대로 외부유입 포식자인 집쥐로부터의 피해 정도를 파악할 수 있어야 한다.

본 연구는 2001년부터 2012년까지 사수도에서 집단 번식하는 슴새를 대상으로 번식기 동안에 등지 사용률 및 번식 결과를 파악하기 위해 수행되었다. 본 연구에서는 첫째 번식기를 단계별로 구분하여 각각의 단계별 등지 사용률을 파악하였으며, 이를 토대로 슴새 번식 개체군의 번식 현황을 분석하고자 한다. 둘째로 번식기 동안에 등지 사용률의 변화에 대한 원인을 알아보기 위하여 번식 등지의 실패 원인을 분석하였다.

2. 연구 방법

연구 종 및 지역

슴새는 슴새목 Procellariiformes, 슴새과 Procellariidae에 속하며, 북서 태평양에 속하는 한국과 중국, 일본 연안의 섬 지역에서 번식한다(Oka 2004). 일반적으로 슴새는 매년 3월 이후 월동지로부터 국내에 도래하며, 육지와 떨

어진 섬에서 집단 번식하는 특성이 있다. 국내에서는 사수도가 가장 큰 번식지로 알려져 있으며(Park and Won 1993), 번식 개체군의 크기는 약 4,000쌍 정도로 추정하고 있다(Kang et al. 2008). 습새의 긴 번식 기간은 대양성 바닷새의 특성을 잘 보여주는데, 포란기(incubation)는 6월 중순부터 8월 중순까지, 육추기(brooding)는 부화가 시작되는 8월 중순부터 10월 하순까지 유지된다. 10월 하순부터는 모든 새끼들이 이소(fledging)를 시작한다(Oka et al. 2002; Nam et al. 2004, 2008). 포란기 동안에는 암수가 번갈아 포란하는 행동을 보이며(Nam et al. 2008), 육추기 동안에는 암수 모두가 새끼에게 먹이를 공급한다(Lee and Yoo 2004; Oka 2004). 습새는 일년 동안 한번의 번식을 통하여 한 마리의 새끼를 기르며, 번식이 실패했을 경우에는 다시 번식을 시도하지 않는다(Warham 1990). 습새는 대부분 굴(burrow)을 둥지로 이용하며(Fig. 2b), 굴 이외에도 바위나 암벽의 틈을 이용하기도 한다(Lee et al. 2002). 일반적으로 습새목의 바닷새는 번식지에 만들어진 둥지를 지속적으로 이용하는데, 대부분의 번식 개체들은 해마다 번식이 직전에 기존 둥지를 보수하여 사용한다(Warham 1990).

본 연구는 제주도 제주시 추자면에 위치한 무인도서인 사수도(동경 126° 38', 북위 33° 50')에서 진행되었다(Fig. 1). 사수도 습새 집단 번식지는 천연기념물 제 333호 '제주 사수도 바닷새류 번식지'로 지정된 국가지정 문화재이

며, 공개제한 출입지역으로 수산물을 채취하는 해녀들을 제외하고는 인간의 출입이 엄격히 제한되고 있는 지역이다. 사수도의 면적은 약 223,000 m²이며 가장 높은 곳의 고도는 79 m이다. 섬은 동서로 길게 뻗은 형태로, 섬의 남쪽은 급경사의 암벽지역이며, 북쪽지역은 숲으로 이루어진 완만한 경사 지대이다. 둥지로 사용되는 굴은 섬 전체에 걸쳐서 분포하나, 주로 북동쪽 지역에 밀집해 있으며, 북서쪽과 남쪽 사면의 둥지 밀도는 매우 낮다(Lee and Yoo 2002). 둥지 사용률 조사는 둥지 밀도가 높은 섬의 북동쪽 사면을 중심으로 6개 지역을 무작위로 선정된 후 수행하였다(Fig. 1, Fig. 2a). 또한 부화 성공률 및 실패요인과 같은 지속적인 관찰이 요구되는 연구는 기존의 6개 지역 중에서 3개 지역을 따로 선정한 후, 해당 지역에서 번식이 확인된 둥지만을 이용하여 조사하였다. 각각의 조사 지역은 습새 번식에 대한 방해물을 최소화하고, 둥지로의 접근성을 고려하여 선정하였다. 그리고 습새 연구사업의 지속성을 위해 기존에 조사된 둥지(Lee and Yoo 2002)도 일부 포함하여 조사하였다.

번식기 동안의 둥지 사용률

습새 개체군의 둥지 사용률 조사는 2001년, 2002년, 2003년, 2004년, 2012년에 수행되었으며, 전체 조사기간 동안에 총 1363개의 둥지 굴이 조사되었다. 둥지 사용률은 각 조사 연도마다 전체 조사 둥지 중에서 번식이 확인

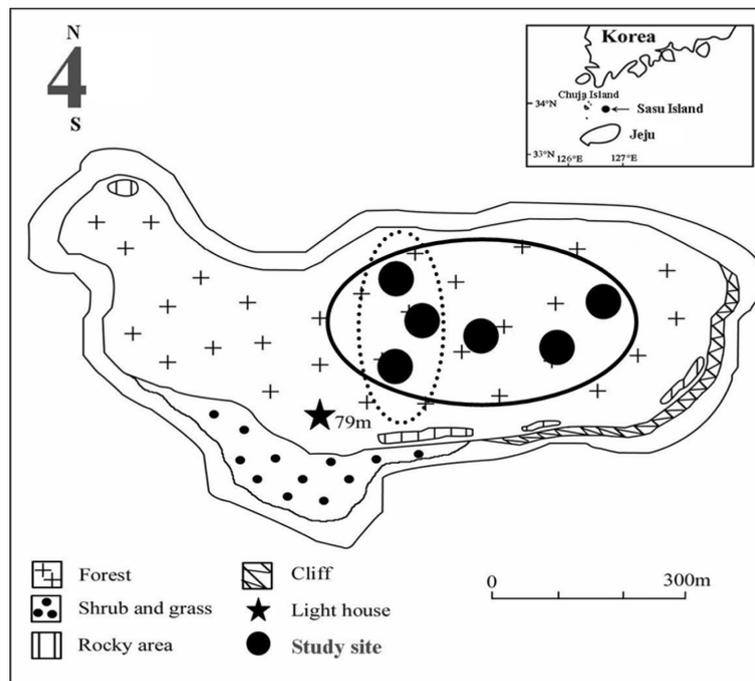


Fig. 1. The location of study area (Sasu Island, Republic of Korea). Filled circles indicate the study site. The solid line shows the study area for burrow occupancy. The dotted line shows long-term monitored study area for breeding success of Streaked Shearwaters

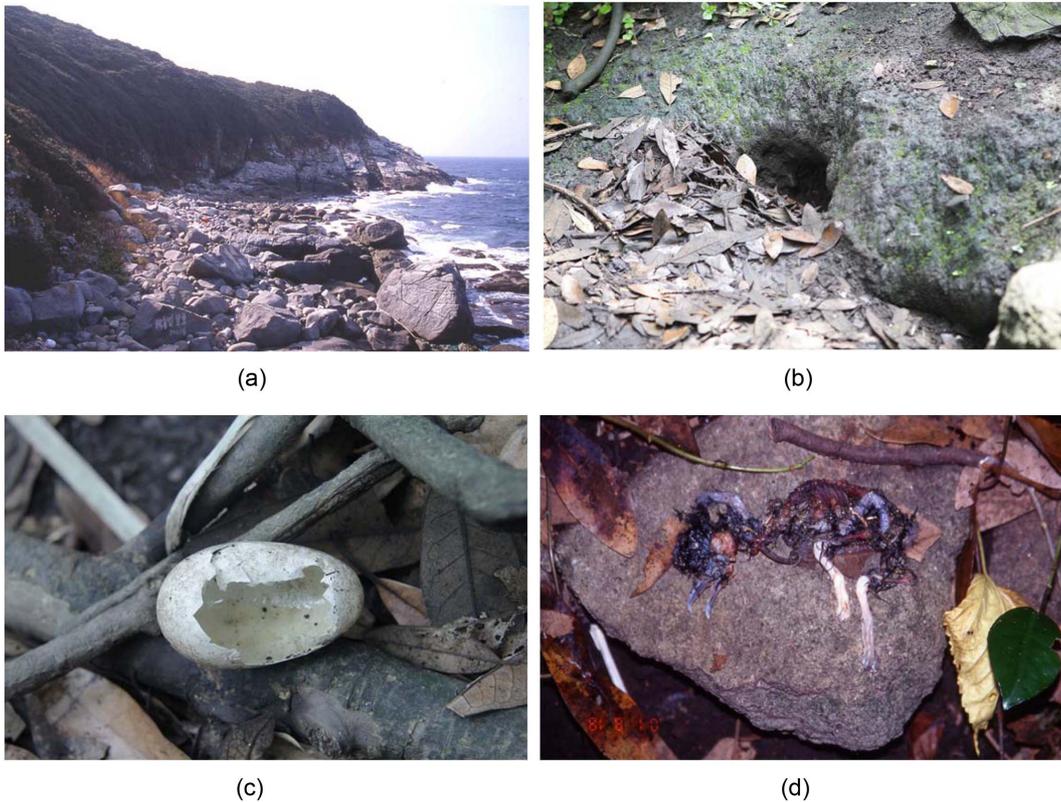


Fig. 2. Photographs of the main study area (northern site) in Sasu Island (a), burrow nest (b), egg (c) and chick (d) of Streaked Shearwaters predated by Norway Rats

된 등지의 비율로 나타내었다. 또한 2004년부터 2012년 사이의 사수도 습새 번식 상황의 변화를 알아보기 위하여, 2006년의 등지 사용률은 Oh et al. (2008)의 연구에서, 2008년의 등지 사용률은 Kang et al. (2008)의 연구에서 얻어진 결과(총 224개 등지에 대한 사용률)를 본 연구 결과와 함께 비교하였다.

본 연구에서는 각 번식 단계별로 등지 사용률을 비교하고자 다음과 같이 세 가지 번식 단계로 구분하여 조사를 실시하였으며, 등지 사용에 대한 확인은 조사자가 직접 등지를 관찰하여 번식 유무를 확인하는 방법을 사용하였다. 첫째, 모든 등지에서 산란 및 포란이 이루어지고 있는 시기(6월 중순부터 7월초 사이)를 ‘포란 초기’로 구분하였으며, 이 기간 동안에 등지 내에서 알이 발견된 굴을 번식 등지로 정의하였다. 둘째, 부화가 진행되고 있거나 부화된 새끼들을 기르는 기간(8월 중순부터 8월 말까지)을 ‘육추 초기’로 구분하였으며, 이 기간 동안에 새끼가 확인된 굴을 번식 등지로 정의하였다. 마지막으로 ‘이소 직전’은 새끼들이 번식지를 떠나 월동지로 가기 전까지의 시기(10월 초부터 10월 말까지)로 정의하였으며, 이 기간 동안에 굴 내에서 새끼가 확인된 경우를 번식 등지로 정의하였다. 번식 단계별 등지 사용률은 평균 \pm 표준편차(mean \pm s.d.)로

표기하였으며, *chi-square test*를 이용하여 연간 또는 번식 단계간 등지 사용률을 비교하였다.

부화 성공률 및 실패 요인

번식 등지의 부화 성공률 및 부화 실패에 대한 조사는 2001년, 2002년, 2012년에 수행되었으며, 2006년 부화 성공률은 Oh et al. (2008)의 연구 결과를 이용하였다. 본 연구에서는 2001년에 110개의 등지, 2002년에 94개의 등지, 2012년에는 58개의 등지를 관찰 등지로 선정하였는데, 지속적인 번식 생태 연구를 위하여 2001년에 선정된 등지들 중 파손되지 않은 등지들을 2002년과 2012년에도 동일하게 조사하였다.

부화 성공률 및 부화 실패 요인 조사를 위하여, 산란이 확인된 날부터 부화가 확인된 날까지 매일 일정한 시간에 일정한 순서대로 조사 등지를 방문하였으며(조사기간: 2001년 6월 25일~8월 17일, 2002년 6월 20일~8월 20일, 2012년 6월 23일~8월 13일), 방문한 등지의 번식 유무를 지속적으로 관찰하였다. 조사자가 다음과 같은 현상을 등지 및 등지 주변에서 관찰했을 때, 대상 등지를 부화 실패로 간주하였다: 1) 깨어진 알 껍질이 등지 내부 및 등지 주변에서 관찰되거나(Fig. 2c), 2) 등지 내부 및 주변에서

알이 발견되지 않을 때, 3) 알에 손상이 있어서 부모가 포란을 포기한 경우, 4) 번식개체가 포란하지 않아 알이 상한 경우를 부화 실패로 간주하였다. 조사자가 둥지 방문 시 1)과 2)의 경우를 관찰하였을 때, Lee and Yoo (2002)와 Nam et al. (2004)의 연구결과에 따라 부화 실패 원인을 집쥐에 의한 포식으로 간주하였다. 평균 부화 성공률 및 집쥐에 의한 부화 실패율은 평균 \pm 표준편차(mean \pm s.d.)로 표기되었으며, *chi-square test*를 이용하여 조사 연도간 부화 성공률 및 집쥐에 의한 부화 실패율을 비교하였다.

3. 결 과

번식기 동안의 둥지 사용률

본 연구는 전체 7년의 조사기간 동안에 1,587개의 굴을 대상으로 둥지 사용 여부를 조사하였다(Table 1). 번식 단계별로 습새의 둥지 사용률을 종합해 보면, 번식 단계가 진행됨에 따라 점점 감소하는 것으로 나타났다(Fig. 3). 포란 초기의 평균 둥지 사용률은 $95.5 \pm 2.6\%$ 로 가장 높았으며, 육추 초기의 평균 둥지 사용률은 $39.0 \pm 12.0\%$ 로 나타났으며, 이소 직전에는 $23.9 \pm 18.9\%$ 로 가장 낮은 사용률

Table 1. Burrow monitoring of Streaked Shearwaters on Sasu Island throughout the years of the study

Year	Breeding stage	No. of burrows checked	No. of active burrows	The percentage of breeding burrows	Date range of checking
2001	Early Incubation	136	127	93.4	25 Jun~17 Aug
	Early brooding	110	17	15.5	
	Before fledging	110	4	3.6	
2002	Early incubation	122	120	98.4	20 Jun~20 Aug
	Early brooding	94	41	43.6	
2003	Before fledging	354	96	27.1	6 Oct~10 Oct
2004	Early brooding	98	47	48.0	21 Aug~24 Aug
	Before fledging	127	52	40.9	30 Oct~31 Oct
2006*	Early brooding	50	22	44.0	27 Aug~29 Aug
2008*	Early brooding	174	78	44.8	14 Aug~16 Aug
2012	Early incubation	112	106	94.6	23 Jun~13 Aug
	Early brooding	100	38	38.0	

Note: In 2006 and 2008 season, data come from the studies of Oh et al. (2008) and Kang et al. (2008), respectively.

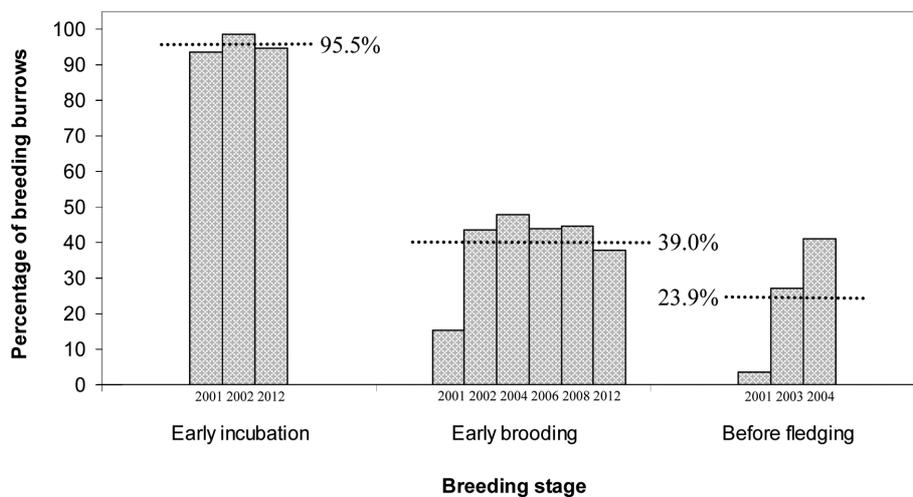


Fig. 3. Variation in the breeding burrows of Streaked Shearwaters on Sasu Island according to the breeding stages from 2001 to 2012. The horizontal dotted lines indicate the mean percentage of breeding burrows for each breeding stage. In 2006 and 2008 season, data come from the studies of Oh et al. (2008) and Kang et al. (2008), respectively

Table 2. Hatching success and predation rates by rat for Streaked Shearwaters at Sasu Island

Year	No. eggs	No. egg failures	No. chick hatched	Hatching success (%)	The percentage of predation by rat (no. eggs)
2001	110	93	17	15.5	91.4 (85)
2002	94	53	41	43.6	81.1 (43)
2006*	50	20	30	60.0	80.0 (16)
2012	58	36	22	37.9	91.7 (33)
Mean \pm s.d.				39.2 \pm 18.4	86.1 \pm 6.4

Note: In 2006 season, data comes from the studies of Oh et al. (2008).

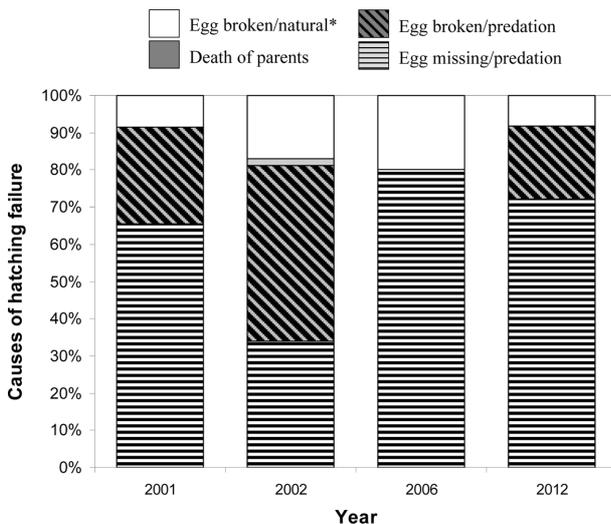


Fig. 4. Causes of hatching failure of Streaked Shearwaters at Sasu Island (number of hatching failures monitored: 93 in 2001, 53 in 2002, 20 in 2006 and 36 in 2012 breeding seasons). *'Egg broken/natural' means the egg breakage due to trampling by breeding individuals in the nest. In 2006 season, data comes from the studies of Oh et al. (2008)

을 보이고 있다($x^2 = 153.31$, d.f. = 2, $p < 0.001$).

포란 초기의 둥지 사용률은 2001년에 93.4%, 2002년에 93.4%, 2012년에 94.6%였으나, 조사 연도 별 둥지 사용률은 큰 차이를 보이지는 않았다($x^2 = 3.849$, d.f. = 2, $p = 0.146$). 육추 초기의 둥지 사용률은 조사 연도에 따라 유의한 차이를 보였으나($x^2 = 32.855$, d.f. = 5, $p < 0.001$), 이는 상대적으로 낮은 2001년의 둥지 사용률에서 기인된 것이었다(Fig. 3). 이소 직전에 조사된 둥지 사용률은 2001년에 3.6%, 2003년에 27.1%, 2004년에 40.9%로 연간 유의한 차이를 보였다($x^2 = 43.852$, d.f. = 2, $p < 0.001$).

부화 성공률 및 실패 요인

2001년, 2002년, 2006년과 2012년에 조사된 습새의 평균 부화율은 39.2 \pm 18.4%였으며(Table 2), 연도간 유의한

차이를 보였다($x^2 = 22.478$, d.f. = 3, $p < 0.001$). 2001년 부화 성공률은 15.5%로 가장 낮았고, 2006년의 부화 성공률은 60%로 조사기간 중 가장 높았다.

부화 실패 요인을 조사해 본 결과(Fig. 4), 집취에 의한 포식이 평균 85.5 \pm 5.8%로 가장 높았으며, 조사기간 동안에 집취에 의한 포식률은 조사 연도에 따라 크게 다르지 않았다($x^2 = 4.896$, d.f. = 3, $p = 0.179$). 번식 실패의 다른 요인으로는 번식개체에 의하여 포란하던 알이 깨지는 경우가 2001년에 8.6%(8 of 93 eggs), 2002년에 17.0%(9 of 53 eggs), 2006년에 20%(4 of 20 eggs), 2012년에 8.3%(3 of 36 eggs)였으며, 그 외에도 2002년에는 번식개체가 사망하여 번식이 실패한 경우가 한 건 기록되었다(1.9%, 1 of 36 eggs).

4. 고 찰

사수도에 집단 번식하는 습새 개체군의 둥지 사용 현황을 알아본 결과, 포란 초기에는 대부분의 둥지가 번식에 사용되고 있었다. 그러나 번식이 진행됨에 따라 번식하고 있는 둥지의 수가 급격히 감소하는 것으로 나타났으며(Fig. 3), 이러한 현상은 집취에 의한 포식이 주된 원인인 것으로 추정된다(Fig. 4).

본 연구 결과에서 보면, 2003년 이후에 조사된 이소 직전의 둥지 사용률은 2001년에 조사된 이소 직전의 둥지 사용률보다 다소 높게 나타났으며(Fig. 3), 2002년 이후에 조사된 부화 성공률 역시 2002년 이전에 조사된 부화 성공률보다 높았다(Table 2). 집취의 포식이 습새 번식 실패의 주된 원인임을 고려할 때(Fig. 4), 이러한 현상은 2001년 이전보다 집취의 포식 활동이 감소했다는 것을 의미하며, 2002년 이후에 습새 번식지 내 인간활동을 금지한 것과 연관이 있다고 예상할 수 있다. 2002년에 사수도가 낚시 어업제한 구역으로 지정되기 전까지 많은 낚시인들이 섬에 상륙하여 낚시 부산물 및 음식물 쓰레기와 같은 잠재적인 먹이원을 집취에게 공급하고 있었다(Lee, unpublished data). 집취의 경우, 여름에는 습새의 알과 새끼를 먹이원으로, 그리고 습새가 도래하지 않는 겨울에는

인간활동에서 기원한 쓰레기를 먹이원으로 이용하고 있었다. 실제로 사수도의 쓰레기 처리장이 폐쇄된 2002년 이후부터 쓰레기 처리장 및 해안 주변에서 서식하는 집쥐 개체수가 감소하였다(Nam, unpublished data). 결국 민간인 출입 통제는 집쥐의 먹이원 공급을 제한했으며, 겨울철 동안에 집쥐의 생존에 영향을 미쳤을 것으로 예상된다. 이러한 현상은 일본 남부 연안에 위치한 Mikura Island의 습새 번식 성공률 연구에서도 보고되었다(Oka et al. 2002). 이 연구팀은 인간의 활동에서 기원한 쓰레기가 존재하는 지역과 존재하지 않는 지역을 대상으로 두 번의 번식기 동안 각 지역에서 집쥐의 밀도 및 포식률을 조사하였는데, 쓰레기 더미 주변지역의 밀도 및 포식률이 다른 지역에 비해 높게 유지되는 것을 알아냈다. 이 연구는 습새가 도래하지 않는 겨울철 동안에 쓰레기가 집쥐 개체군에게 중요한 먹이원으로 사용되었으며, 이러한 이유로 이 지역의 집쥐 개체군이 다른 지역에 비해 안정적으로 유지될 수 있었다고 언급하고 있다(Oka et al. 2002). 물론 사수도에 서식하는 집쥐의 경우, 개체군 밀도 및 생존율에 대한 조사가 시행되어야 개체군 크기 변화에 대한 정확한 원인을 알겠지만, 인간활동의 제한으로 발생된 먹이원 공급 중단이 집쥐의 밀도 및 생존율의 변화를 주었을 것이며, 이러한 변화가 2002년 이후에 습새 둥지 사용률 및 부화 성공률에 영향을 미친 것으로 추정할 수 있다.

그러나 2002년부터 이소 직전의 둥지 사용률이 다소 증가한 것으로 나타났지만, 평균 24%의 낮은 둥지 사용률을 고려해 볼 때(Fig. 3), 습새의 번식 성공률은 외래유입 포식자가 존재하지 않는 번식지에서 연구된 번식 성공률(평균 68~72%, Oka et al. 2002)보다 여전히 낮았다. 일반적으로 섬과 같은 고립된 번식지에서 낮은 번식 성공률이 장기간 유지되면, 번식 개체군 크기가 감소될 가능성이 매우 높은 것으로 알려져 있다(Atkinson 1985, Towns et al. 2006, Wanless et al. 2007). 대양성 바닷새의 번식지 선택에 대한 기존 연구에 의하면, 번식 가능 연령의 성체가 태어난 번식지로 귀소(natal philopatry)하는 비율이 다른 번식지로 이주하는 비율보다 높은 것으로 알려져 있다(Milot et al. 2008; Gauthier et al. 2010). 따라서 낮은 번식 성공률이 장기적으로 유지된다면, 개체군으로 유입되는 번식 개체의 수가 감소하게 되며, 이것은 전체 번식 개체군 크기를 감소시킬 수 있다(e.g. Wanless et al. 2007). 사수도에 번식하는 습새에 대한 기존의 연구들도 낮은 번식 성공률로 인하여 번식 개체군 크기가 감소하고 있음을 보고하고 있다(e.g. Nam et al. 2004; Kang et al. 2008; Oh et al. 2008).

물론 긴 수명과 낮은 성조 사망률과 같은 대양성 바닷새의 특성 때문에(Warham 1990), 낮은 번식 성공률이 직접적으로 개체군 감소와 연관이 있는지를 단기간에 파악

하기는 어렵다. 비록 습새 개체군 크기에 대한 직접적인 정보는 없으나, 습새의 행동 생태학적 특성 및 둥지 사용률에 대한 결과를 이용하여 번식 개체군 크기의 변화를 간접적으로 예측할 수 있다. 일반적으로 대양성 바닷새들은 이전 번식에 사용했던 굴을 번식 둥지로 재사용하는 것을 선호하며(Warham 1990), 기존의 습새 연구에서도 이전 번식에 사용된 굴의 재사용 비율이 96% 이상으로 매우 높게 나타났다(Nam, unpublished data). 이와 함께 2001년부터 2012년까지 동일한 조사지역에서 새로 만들어진 굴이 전혀 관찰되지 않았다(Nam, unpublished data). 위와 같은 상황에 비추어 볼 때, 만약 습새 번식 개체군 크기가 감소되고 있다면, 번식기 초반의 둥지 사용률 역시 감소하는 경향을 보여야 한다. 그러나 본 연구 결과를 보면, 포란 초기의 둥지 사용률은 조사기간 동안에 지속적으로 높았으며(평균 95% 이상, Fig. 3), 이것은 조사지 내 대부분의 둥지에서 번식이 진행되고 있었다는 것을 의미한다. 결과적으로 기존의 연구들은 낮은 번식 성공률의 영향으로 번식 개체군 크기가 감소할 것으로 예상했지만, 현재까지 습새 번식 개체군 크기는 급격한 변화가 없는 것으로 추정된다.

포란 초기의 둥지 사용률은 번식 개체군 크기를 정확히 산정할 수 있도록 적절한 조사시기에 대한 정보를 제공할 것이다. 기존의 습새 개체군 크기를 산정한 연구들은 대부분 포란 후기 및 육추 초기에 수행되었으며, 번식 둥지 밀도 및 개체수 모니터링과 같은 방법을 이용하여 계산하였다(Lee and Yoo 2002; Kim et al. 2004; Kang et al. 2008; Oh et al. 2008). 그러나 본 연구 결과를 보면, 포란 후기 및 육추 초기의 둥지 사용률은 포란 초기의 사용률과 큰 차이를 보이고 있으며(Fig. 3), 결과적으로 포란 후기 및 육추 초기의 번식 둥지 수는 포란 초기의 번식 둥지 수보다 적게 관찰될 수 밖에 없다. 더욱이 포란기 후반으로 진행될수록 번식 개체들이 일시적으로 둥지를 포기하는 현상이 빈번하게 발생하며(Nam et al. 2004), 육추기 동안에는 새끼에게 먹이 공급을 하기 위하여 암수가 동시에 오랜 시간 둥지를 비운 채 바다로 취식여행(foraging trip)을 떠나는 종 특이적 행동을 보이기 때문에(Lee and Yoo 2004), 조사자가 번식이 진행되는 둥지와 번식이 끝난 둥지를 단기간에 구별하기가 어렵다. 이러한 이유로 포란 후기 및 육추 초기에 조사된 번식 둥지 밀도는 정확한 번식 개체군 크기를 나타내기에는 적절치 않을 수 있다. 실제로 기존의 연구 결과에서 보듯이, 습새 번식 개체수는 조사 시기에 따라 4000쌍에 7000쌍까지 다양하게 산출되고 있었다(e.g. Lee and Yoo 2002; Kim et al. 2004; Kang et al. 2008; Oh et al. 2008). 따라서 집쥐의 포식 및 습새의 종 특이적 행동이 관찰되지 않는 포란 초기에 번식 둥지 밀도를 조사하는 것이 정확한 번식 개체군 크기를 산

출하는데 적합할 것으로 생각된다.

결론적으로, 2000년대 초와 2012년 사이의 습새 개체군의 번식 현황을 살펴본 결과, 번식 단계별로 등지 사용률이 급격히 감소하였으며, 집쥐에 의한 포식이 습새의 등지 사용률 감소의 주요한 원인인 것으로 추정된다. 비록 현재까지 사수도의 습새 번식 개체군의 급격한 감소 또는 증가의 징후는 없으나, 집쥐의 포식은 습새 개체군 유지에 큰 위협요소로 작용할 수 있다. 따라서 사수도에 번식하는 습새 개체군의 장기적인 보호 관리를 위해서는, 정확한 번식 개체군 크기 및 구조에 대한 추가적인 연구가 필요하며, 외래유입 포식자인 집쥐의 개체군 크기 및 생활사 연구도 동시에 이루어져야 하겠다.

사 사

본 연구를 위해 사수도 출입을 허가해 주신 문화재청 및 제주시에 감사의 말씀을 드립니다. 또한 오랜 시간 동안 본 연구를 위해 조사에 참여해 주신 경희대학교 한국 조류연구소 연구원들과 지원을 아낌없이 해주신 박진영, 이진원 님, 그리고 두 분의 심사위원께 감사의 말씀을 드립니다. 이 논문은 2011년도 정부(교육부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 기초연구사업(NRF-2011-355-C00166)입니다.

참고문헌

- Atkinson IAE (1985) The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effect on island avifaunas. In: Moors PJ (ed) Conservation of island birds. International council for bird preservation. Cambridge, United Kingdom, pp 35-81
- Atkinson IAE (2001) Introduced mammals and models for restoration. *Biol Conserv* **99**:81-96
- Brooke M de L (2004) The food consumption of the world's seabirds. *Proc R Soc B* **271**:s246-s248
- Cariton JT, Geller JB (1993) Ecological roulette: the global transport of non-indigenous marine organisms. *Science* **261**:78-82
- Courchamp F, Chapuis JL, Pascal M (2002) Mammal invaders on island: modelling the mesopredator release effect. *J Anim Ecol* **68**:282-292
- Cuthbert R (2003) Sign left by introduced and native predators feeding on Hutton's Shearwaters *Puffinus buttoni*. *New Zeal J Zool* **30**:163-170
- Donlan CJ, Wilcox C (2007) The complexities of costing eradications. *Anim Conserv* **10**:156-158
- Gauthier G, Milot E, Weimerskirch H (2010) Small-scale dispersal and survival in a long-lived seabird, the wandering albatross. *J Anim Ecol* **79**:879-887
- Haynes AM (1987) Human exploitation of seabirds in Jamaica. *Biol Conserv* **41**:99-124
- Howald G, Donlan CJ, Calván JP, Russell JC, Parkes J, Samaniego A, Wang Y, Veitch D, Genovesi P, Pascal M, Saunders A, Tershy B (2007) Invasive rodent eradication on island. *Conserv Biol* **21**:1258-1268
- Hutton I, Parkes JP, Sinclair ARE (2007) Reassembling island ecosystems: the case of Lord Howe Island. *Anim Conserv* **10**:22-29
- Igual JM, Forero MG, Gomez T, Orueta JF, Oro D (2006) Rat control and breeding performance in Cory's Shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. *Anim Conserv* **9**:59-65
- Jones HP, Tershy BR, Zavaleta ES, Croll DA, Keitt BS, Finkelstein ME, Howald GR (2008) Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conserv Biol* **22**:16-26
- Kang J-H, Kang T-H, Yoo S-H, Cho H-J, Lee S-W, Kim I-K (2008) Study on the breeding status of the natural monument islet (chilbaldo, sasudo, nando, hongdo). *Kor J Orni* **15**:169-175 (in Korean)
- Kim W-B, Kim E-M, Oh H-S, Kim W-T (2004) The Avifauna of Sasudo Island, 2003-2004. *Korean J Orni* **11**:71-77 (in Korean)
- Lee K-G, Yoo J-C (2002) Breeding population of Streaked Shearwaters *Calonectris leucomelas* and the effect of Norway Rats *Rattus norvegicus* predation on Sasudo Island. *J Yamashina Inst Ornithol* **33**:143-147
- Lee K-G, Yoo J-C (2004) Variation in chick provisioning of Streaked Shearwaters (*Calonectris leucomelas*) during the early nestling stage. *J Yamashina Inst Ornithol* **35**:105-119
- Lee K-G, Nam K-B, Lee J-Y, Kim H-J, Yoo J-C (2002) Morphological characteristics of burrows, adults and eggs of Streaked Shearwaters *Calonectris leucomelas*. *Korean J Orni* **9**:23-29
- Major HL, Jones IL, Charette MR, Diamond AW (2007) Variations in the diet of introduced Norway rats (*Rattus norvegicus*) inferred using stable isotope analysis. *J Zool* **271**:463-468
- Martin JL, Thibault JC, Bretagnolle V (2000) Black rats, island characteristics and colonial nesting birds in the Mediterranean: current consequences of an ancient introduction. *Conserv Biol* **14**:1452-1466
- Martins TLF, Brooke MDL, Hiron GM, Farnsworth S, Gould J, Pain DJ (2006) Costing eradication of alien mammals from islands. *Anim Conserv* **9**:439-444

- Milot E, Weimerskirch H, Bernatchez L (2008) The seabird paradox: dispersal, genetic structure and population dynamics in a highly mobile, but philopatric albatross species. *Mol Ecol* **17**:1658-1673
- Nam K-B, Kwon I-K, Yoo J-C (2004) Causes of hatching failure of Streaked Shearwaters *Calonectris leucomelas* on Sasudo Island. *Korean J Orni* **11**:79-85 (in Korean)
- Nam K-B, Kwon I-K, Yoo J-C (2008) Incubation routine and sex role of Streaked Shearwaters *Calonectris leucomelas* at Sasudo Island, South Korea. *Ocean and Polar Res* **30**: 11-19 (in Korean)
- Oh H-S, Chang M-H, Kim T-W (2008) A study on the management of Streaked Shearwaters (*Calonectris leucomelas*) population on Sasudo Island. *Korean J Orni* **15**:107-116
- Oka N (2004) The distribution of Streaked Shearwaters colonies, with special attention to population size, area of sea where located and surface water temperature. *J Yamashina Inst Ornithol* **35**:164-188 (in Japanese)
- Oka N, Suginome H, Jida N, Maruyama N (2002) Chick growth and fledgling performance of Streaked Shearwaters *Calonectris leucomelas* on Mikura Island for two breeding seasons. *J Yamashina Inst Ornithol* **34**:39-59
- Park JY, Won PO (1993) Survey of seabirds breeding in Korea. *Bull Korean Inst Orni* **4**:101-105 (in Korean)
- Parsons M, Mitchell I, Butler A, Ratcliffe N, Frederiksen M, Foster S, Reid JB (2008) Seabirds as indicators of the marine environment. *ICES J Mar Sci* **65**:1520-1526
- Pascal M, Lorvelec O, Bretagnolle V, Culioli J-M (2008) Improving the breeding success of a colonial seabird: a cost-benefit comparison of the eradication and control of its rat predator. *Endang Species Res* **4**:267-276
- Piatt JF, Sydeman WJ, Wiese F (2007) Introduction: a modern role for seabirds as indicators, *Mar Ecol Progr Ser* **352**:199-204
- Roff DA (1994) The evolution of flightless: is history important? *Evol Ecol* **8**:639-657
- Ruffino R, Bourgeois K, Vidal E, Duhem C, Paracuellos M, Escribano F, Sposimo P, Baccetti N, Pascal M, Oro D (2009) Invasive rats and seabirds after 2,000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. *Biol Invasions* **11**:1631-1651
- Ruiz GM, Cariton JT, Grosholz ED, Hines AH (1997) Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent and consequences. *Am Zool* **37**:621-632
- Towns DR, Atkinson IAE, Daugherty CH (2006) Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biol Invasions* **8**:863-891
- Wanless RM, Angel A, Cuthbert RJ, Hilton GM, Ryan PG (2007) Can predation by invasive mice drive seabird extinctions? *Biol Lett* **3**:241-244
- Warham J (1990) The petrels: their ecology and breeding system. Academic Press, London, 448 p

Received Jan. 8, 2014

Revised Feb. 25, 2014

Accepted Mar. 12, 2014