ISSN　1884－4855

千葉県生物多様性センター研究報告

Report of the Chiba Biodiversity Center

第 9 号

2015 年 3 月

千葉県生物多様性センター

千葉県生物多様性センター研究報告 9：1-8，2015

千葉県印旛沼水域において平成 26 年度に確認された カミツキガメの産卵巣、及び卵の被食

髙山順子[1]・松沢陽士[2]

[1] 千葉県生物多様性センター
[2] 松沢写真事務所

摘　要：千葉県印旛沼水域に定着しているカミツキガメ（*Chelydra serpentina*）について、産卵行動やその痕跡について調査を実施した。2014 年 5 月 23 日から 7 月 3 日の間に、全調査区域で移動痕跡を 9 カ所、穴掘り行動を 3 回、掘り跡を 18 カ所、産卵巣を 6 カ所、卵殻のみの痕跡を 2 カ所を発見した。産卵巣では、3 個から 31 個の卵が確認できた。発見した 6 カ所の産卵巣のうち 2 カ所において、国内では初めてとなるカミツキガメの卵の被食が観察された。

は　じ　め　に

カミツキガメ（*Chelydra serpentina*）は，カナダ南部から南米エクアドルにかけて生息する大型の淡水カメである．淡水湖や河川のほか，汽水湿地などのさまざまな環境に生息する．肉食の傾向が強いが，植物も食べる雑食性である（Ernst et al., 1994）．本種は，1960 年代よりアメリカ合衆国から日本へ輸入されていた（安川 , 2002）．千葉県の印旛沼では 1990 年代半ばより野生個体が発見されるようになり，2002 年には野外で繁殖していることが明らかになった（小林ら , 未発表データ）．特定外来生物に指定され野外放逐が禁止された 2005 年以降にも野外での個体数増加がみられたことから，印旛沼周辺に同種が定着したことが明らかになった（Kobayashi et. al., 2006）．

本種のメス成体は産卵期になると産卵のために上陸し，地中に巣穴を掘ってその中に卵を産むことが知られている．原産地ではカミツキガメの繁殖生態や営巣行動に関する研究事例は多く，分布が広範囲に及ぶことから繁殖特性と緯度との関係性などについても考察されている（Congdon, et. al., 2008）．また，ヘビ類やスカンク，アライグマなどがカミツキガメの産卵巣を襲撃し，卵を捕食する事例も数多く報告されている（Ernst et al., 1994, Congdon, et. al., 2008）．

外来カメ類の個体群を早期に根絶するためには，あらゆる生育段階に対して捕獲圧をかけることが有効とされ，特に卵及び幼体の捕獲が個体群を消失させるために重要であることが示唆されている（自然環境研究センター , 2006）．さらに，印旛沼周辺に定着しているカミツキガメ個体群の卵期における生存率は原産国と比べて高く，卵を人為的に駆除することにより増殖率を下げることが個体群管理の方策として効果的であるという結果も報告されている（外来亀対策委員会 , 2006）．

印旛沼周辺では，これまでに研究者による目視での産卵巣の探索や探索犬を用いたカミツキガメの卵駆除試験が実施されてきている（外来亀対策委員会 , 2006; 自然環境研究センター , 2009, 2010）．これまでの調査により，当該地域に生息するカミツキガメ個体群は遅くとも 5 月下旬から 6 月中

旬頃までには産卵し，自然護岸の水路に隣接する畦畔の斜面付近を産卵場所として利用していることが明らかとなっており，産卵上陸メスの防除マニュアルが提案されている（自然環境研究センター，2014）．しかし，当該地域における産卵行動の開始時期は明らかになっておらず，また水田の周辺水路以外では，どのような環境において産卵が行われているのかわかっていない．そこで，本研究では，印旛沼水域の広範囲におけるカミツキガメの産卵行動及びその痕跡の情報を把握することを目的に，現地調査により掘り跡や移動痕跡が形成される時期及びその環境等との関係を整理した．

調　査　方　法

本調査は，印旛沼水系に隣接する千葉県佐倉市内の水田周辺で実施した．高崎・八木集落内の水田周辺（A 地区），八木集落内のため池周辺（B 地区），八木集落内の水田周辺（C 地区），了因寺（高崎）付近の水田周辺（D 地区）及び佐倉ふるさと広場（臼井田）付近の沼周辺（E 地区）の 5 つの地区を対象とした（図 1）．これらのうち A・B・C・D 地区では，過去の調査によってカミツキガメの産卵巣が複数確認されている（自然環境研究センター , 2009, 2010, 2014; 小林頼太氏 , 私信）．一方で E 地区では上陸したカミツキガメが度々目撃されているが，これまでに産卵巣の調査は実施されていない．

本種の原産地での産卵期は，5 月中旬から 6 月中旬であるとされている（Ernst et al., 1994）．本地域においては，過去の調査により，5 月 30 日から 6 月 24 日の間で産卵が確認されている（外来亀対策委員会 , 2006; 自然環境研究センター , 2009, 2010, 2014）．本調査では，産卵の開始及び終了時期を推定するために調査期間を過去の産卵期間よりも長く設定し，平成 26 年 5 月 23 日から 7 月 3 日の間に 23 回の調査を実施した（表 1）．

調査は，基本的に前年度に同地区で行われた調査（自然環境研究センター , 2014）に倣い，以下の手順で行った．調査地区内の水域（用水路，河川，湖沼等）に接する陸域を歩き，産卵のために上陸したカメ類の産卵行動やその痕跡を目視によって探索した．産卵行動やその痕跡は，足跡や水際の草本が倒れることで示される通過痕跡などを「移動痕跡」，カミツキガメのメスが陸域で巣穴を掘っているなどの行動を「穴掘り行動」，カメ類が穴を掘ったと思われる痕跡を「掘り跡」，掘り跡を調べ地中にカミツキガメの卵が確認された場合は「産卵巣」，掘り跡を調べ地中からカミツキガメの卵の殻のみが出現したものを「卵殻」と定義し，記録した．これらの産卵行動や痕跡のうち，「移動痕跡」と「掘り跡」は，カミツキガメと同所的に生息している他のカメ類による痕跡の可能性も含んでおり，「穴掘り行動」，「産卵巣」，「卵殻」については，卵や卵殻の形状が他種と区別できることから，カミツキガメの場合のみを記録した．発見した産卵行動やその痕跡は，周囲の環境情報，または GPS を用いて位置を記録することで，重複して記録することのないよう努めた．また，掘り跡を発見した場合には，スコップを用いて深さ 20cm まで丁寧に掘り返し，産卵された卵の有無を調査した．

カミツキガメの「産卵巣」及び「卵殻」を発見した場合は，環境情報として発見場所の形状（水際の斜面なのか上端の平坦部なのか），発見場所が斜面の場合はその方位及び傾度，水面からの直線距離，水面からの高さ，卵または卵殻の数を記録した．

結　果

1　産卵行動及び痕跡

本調査全体で移動痕跡を 9 カ所，穴掘り行動を 3 回，掘り跡を 18 カ所，産卵巣を 6 カ所，卵殻のみの痕跡を 2 カ所確認することができた．移動痕跡や掘り跡は，5 月 23 日から 6 月 3 日までの調査では全く発見できなかったが，6 月 4 日に移動痕跡 1 カ所，掘り跡 7 カ所が見つかった（A・B・C 地区）．またこの日は，B 地区のため池ほとりで，水域から上陸し後肢で巣穴を掘るような行動を示す個体も見つかった．ただし，その場所での産卵は確認されなかった．翌 5 日にも移動痕跡や掘り跡，産卵行動が同程度認められ（B・C 地区），6 日に初めての産卵巣を発見した（B 地区）．産卵巣の確認は 9 日の 3 件が最も多く（B・E 地区），また同日は穴掘り行動，移動痕跡，掘り跡などが C 地区で確認された．その後，6 月 10 日以降は産卵行動やその痕跡の確認回数が明らかに減少した．6 月 27 日及び 7 月 3 日に掘り跡を掘り返した際には，卵殻のみが発見された．しかし，これらの卵殻は劣化が進んでおり，産卵数を推定することはできなかった．また，6 月 27 日に発見された卵殻は，その付近で確認された移動痕跡を手掛かりに見つけられたが，卵殻の劣化のため本年度の産卵巣かどうかは判定できなかったので，このデータは後述する産卵期間の考察からは除外した（図 2）．

産卵行動やその痕跡の件数を場所別に比較すると，B 地区及び C 地区で多かった．B 地区においては，特に地区内にあるため池の岸辺で産卵行動や痕跡が多く観察され

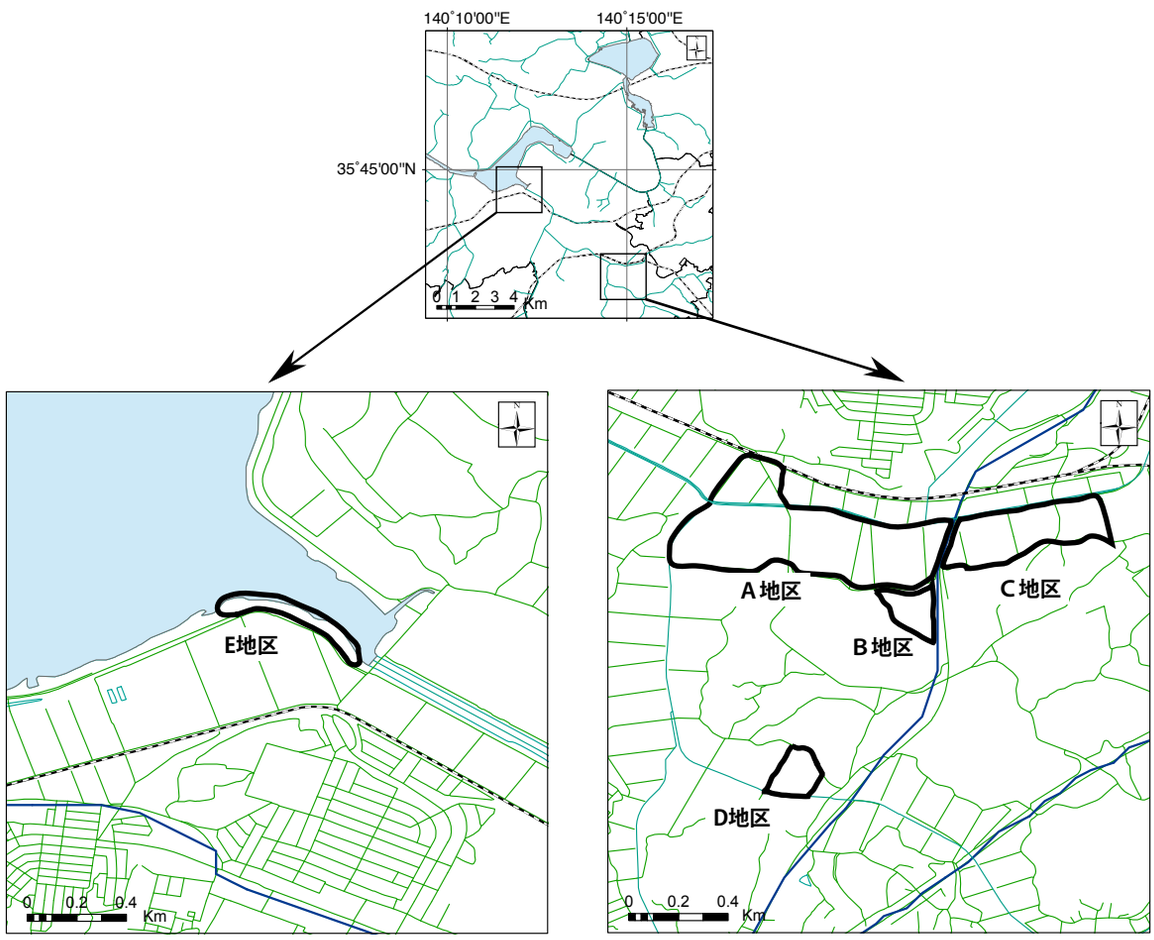

図 1　カミツキガメ産卵場調査の対象地

表１　カミツキガメ産卵巣調査日一覧　○は調査実施日．

調査日	調査区 A	B	C	D	E	天候
5月 23日	○	○				晴
25日	○	○				晴
26日	○	○			○	曇
27日	○	○		○		晴
28日	○	○				晴
29日	○	○		○	○	晴
30日	○	○				晴
31日	○	○				晴
6月 1日	○	○				晴
2日	○	○				晴
3日	○	○		○		晴
4日	○	○	○			晴
5日	○	○	○			曇
6日	○	○	○			雨
9日	○	○	○		○	曇
10日	○	○	○		○	曇
11日	○	○	○		○	雨
13日	○	○	○		○	晴
14日					○	晴
17日				○		晴
19日	○	○	○	○	○	晴
27日				○	○	晴
7月 3日	○	○	○	○	○	曇

た．E 地区においては，産卵行動やその痕跡の件数としては少ないものの，全体の半数の産卵巣が発見された（図 3）．

２　カミツキガメ産卵巣の確認状況

本調査において，カミツキガメの産卵巣を 6 カ所確認した．産卵場所の多くは水域から陸域へ移行する斜面で確認されたが（5 件，83%），斜面を登りきった平坦部での産卵も認められた（1 件，17%）．産卵場所が斜面の場合，その方位には一定の傾向は見られなかった．また斜面の傾度は 26 ～ 34 度であった．産卵場所の水面からの直線距離は 0.6 ～ 12.5m，水面からの高さは 0.3 ～ 3.4m であった．一巣あたりの卵の数は，3 ～ 31 個と幅があった．本種のクラッチサイズは 6 ～ 104 個とされており（Ernst et al., 1994），一巣あたりの卵数が 3 個というのはかなり少ない事例である．

３　カミツキガメの卵の被食について

発見された 6 カ所の産卵巣のうち，No.3

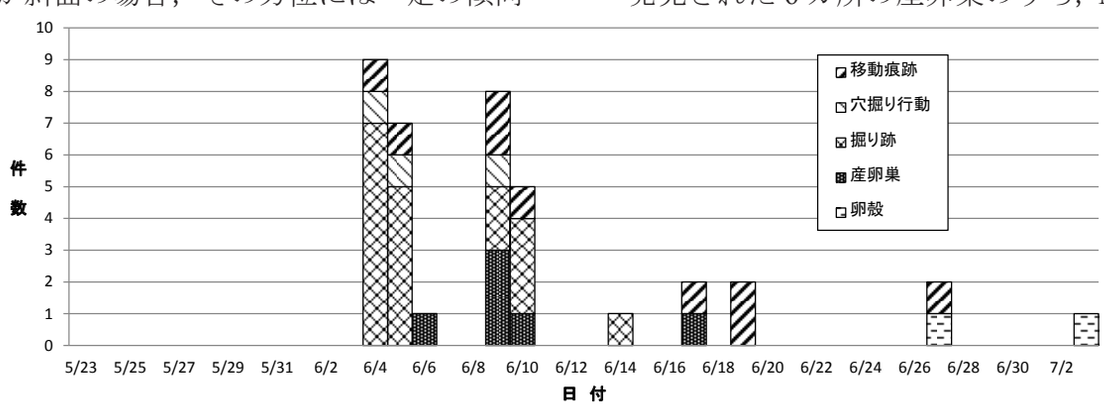

図２ カミツキガメの産卵行動及び痕跡

表２　カミツキガメ産卵巣の位置と一腹卵数

No.	日付	時刻	調査区	発見場所	斜面方位	斜面の角度 (度)	水面からの直線距離（m）	水面からの高さ（m）	卵数	備考
1	6 月 6 日	8:12	B	斜面	北西	27	2.8	0.8	15	地中に卵を確認
2	6 月 9 日	9:10	B	平坦部	―	―	5.5	0.9	17	地中に卵を確認
3	6 月 9 日	4:52	E	斜面	北東	34	11.0	2.8	22	食べられた痕
4	6 月 9 日	11:00	E	斜面	北東	29	11.5	3.0	3	地中に卵を確認
5	6 月 10 日	5:47	E	斜面	北東	31	12.5	3.4	31	食べられた痕
6	6 月 17 日	17:20	D	斜面	南南東	26	0.6	0.3	16	地中に卵を確認
7	6 月 27 日	9:50	D	斜面	西北西	34	1.3	1.1	―	地中から卵殻のみ
8	7 月 3 日	11:00	E	斜面	北東	―	―	―	―	地中から卵殻のみ

及び No.5（表 2）の 2 つは何者かによって食べられた痕（食痕）が認められた（図 4）．これらの食痕では産卵巣が掘り返され，カミツキガメの卵は一つずつ食い破られた形で付近に散乱していた．それぞれの巣穴で捕食を免れた卵は発見されなかった．卵殻にはまだ乾いていない卵黄等の卵液が付着しているものが見られたことから，発見時（それぞれ 6 月 9 日の 4 時 52 分，10 日の 5 時 47 分）は捕食されてからあまり時間が経過していないものと考えられた．

考　察

１　カミツキガメ産卵の時期

千葉県印旛沼水域に定着したカミツキガメの産卵時期について，平成 16 年度には 6 月 6 日から 20 日までの期間に 8 件，平成 17 年度には 5 月 30 日から 6 月 21 日までの期間に 14 件の産卵巣が発見されている（外来亀対策委員会 , 2006）．また，探索犬を用いた調査では，平成 20 年度には 6 月 12 日から 22 日までの期間に 5 件，平成 21 年度には 6 月 12 日から 17 日の期間に 3 件の産卵巣が発見されている（自然環

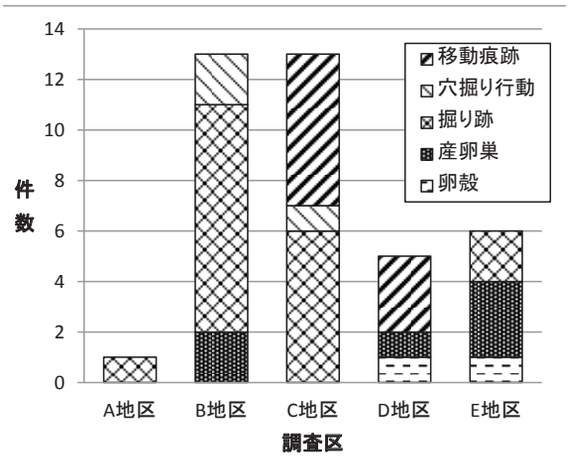

図３ 調査地区ごとの産卵行動及び痕跡

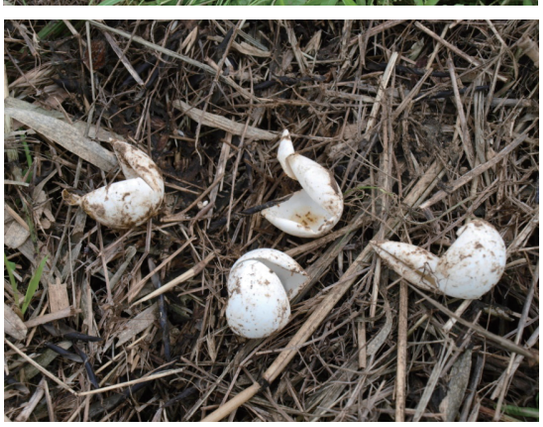

図４ カミツキガメの卵の被食
上：掘り返されたカミツキガメ産卵巣の入口と周囲に散乱する卵殻；下：食い破られた卵殻．

境研究センター , 2009, 2010）．本調査では，6 月 6 日から 10 日までの期間に 5 件の産卵巣を発見した．この結果は，過去の調査で本種の産卵が確認されている時期と大きく変わらない．本調査の開始時には，産卵行動やその痕跡が確認されず，確認できてからは頻繁に観察を継続したことで，本地域におけるカミツキガメの産卵の期間をより一層厳密に推定することができた. また，移動痕跡や掘り跡の観察回数の変化からみると，6 月 4 日から 19 日の間でも産卵があった可能性を否定できない．ただし移動痕跡や掘り跡は，カミツキガメ以外のカメ類による痕跡と区別できていないことも考えられるため，上記の産卵時期の推定とは分けて考える必要がある．

カメ類の移動痕跡は，陸上を歩くことで草本が倒れた様子から判断している場合が多く，時間の経過とともに発見しにくくなる．また，カミツキガメの行動観察や産卵巣の探索だけでは見落としが多くなり，産卵期間の推定を行うには不十分である．したがって，産卵時期を正確に推定するために，生殖腺の状態の時間的変化を観察することにより繁殖周期を解明することが必要である．

２　カミツキガメの産卵場所

当地域におけるこれまでの調査では，水田周辺に広がる用水路の土手が調査対象とされることが多かった．これには，これまでの発見事例の多さや，草丈が刈り込まれていて移動痕跡が発見しやすいなどの理由が考えられる．本調査では，このような用水路の土手の他に，止水である小さなため池の周辺や西印旛沼に接する土手においても，本種の産卵の痕跡を観察することができた．このように調査範囲を広げ，多様な環境で調査を行ったことによって，産卵場所の近隣水面からの直線距離や水面からの高さの値に幅があることがわかった．本調査の結果から，カミツキガメの産卵は水域に接する陸域の斜面で行われることが多いが，水面からの直線距離において少なくとも 10 ｍほどの範囲であれば，上陸し産卵できることが明らかになった.

前年度に同地区で行われた調査では，C 地区よりも A 地区で多くの痕跡が見つかり，また A 地区内で見ても，複数の用水路で痕跡を調べた中で，B 地区に近い用水路土手での産卵巣の発見が多かった（自然環境研究センター，2014）．一方本年度は，A 地区と B 地区との間では，痕跡の出現頻度は違いがなく，また A 地区の中でも，用水路土手よりも，前年に調査対象としなかったため池に接する土手において痕跡の観察が多かった．前年度の調査では A 地区内の用水路土手で５つの産卵巣を発見したのに対し，本年度の調査では A 地区内の用水路土手で産卵巣は見つからなかった．前年度に産卵を観察した水路においては，わなを用いた成体の駆除も実施したことから（自然環境研究センター，2014），その効果により前年度の調査対象区での本年度の産卵痕跡の発見数が減少したと考えることもできる．このことについては，同じ地区において継続して調査を実施することにより，検証することが必要である．

３　卵の被食について

カミツキガメの原産地では，本種は卵の段階での捕食に最も弱く，ヘビ類，カラス，クマ，ミンク，スカンク，キツネ，オオカミ，アライグマ等の動物によって捕食されることが指摘されている（Ernst et al., 1994）．千葉県印旛沼水域にでは，カミツキガメの卵の被食が観察されたことはなく，初期死亡率の低さが個体群サイズの急速な増大に寄与していると考えられている（外来亀対策委員会 , 2006）．しかし今回，同地域に

おいて，カミツキガメの卵の被食が初めて観察された．

残念ながら，本調査ではどのような生物によって卵が食べられたのかを特定することはできなかった．当該地域におけるカミツキガメの卵の被食に関して，哺乳類（クマネズミか）のトンネルがカメの産卵巣を貫通していた形跡から捕食の可能性を示唆しているが（外来亀対策委員会 , 2006），本調査の結果は，明らかに地上からの掘り返しによる捕食であり，地中にトンネルを掘る哺乳類による捕食とは区別される．また，過去には，印旛沼周辺でミシシッピアカミミガメの卵がタヌキによって捕食されたと推定される事例が報告されている（尾崎 , 2012）．今後，カミツキガメの卵が何によって，どれくらいの頻度で捕食されているかを調査し，印旛沼水域に定着しているカミツキガメの個体群動態に及ぼす影響を明らかにすることが，防除計画の策定に大きく寄与するものと期待される．

謝　辞

一般財団法人自然環境研究センターの秋田耕佑氏，及び髙橋洋生氏には，本調査を実施するにあたり多岐にわたりご指導をいただいた．東京環境工科専門学校の小林頼太氏には生息地に関する情報を提供していただいた．印旛沼土地改良区の高橋修氏には用水路での調査に便宜を図っていただいた．千葉県立中央博物館の栗田隆気氏には本稿に対し有益なご助言をいただいた．ここに深く感謝の意を表します．

引　用　文　献

Congdon, J. D., J. L. Greenie and Brooks, R. J. 2008. Reproductive and nesting ecology of female snapping turtles. *In*: (A. C. Steyermark, Finkler, M. S. and Brooks, R. J. eds.) Biology of the snapping turtle (*Chelydra serpentina*). The Johns Hopkins University Press. Baltimore, 123-134.

Ernst, C. H., Lovich, J. E. and Barbour, R. W. 1994. Turtles of the United States and Canada. Smithsonian Inst. Press, Washington and London, 578 pp.

外来亀対策委員会　2006．平成 16・17 年度外来種対策事業カミツキガメ生息調査報告書．76 pp.

Kobayashi, R., M. Hasegawa and T. Miyashita. 2006. Home range and habitat use of the exotic turtles *Chelydra serpetina* in the Inbanuma Basin, Chiba Prefecture, central Japan. Current Herpetology 25: 47-55.

尾崎真澄　2012．淡水カメ類の卵被食の実態～カメの卵を食べたのは誰か？～．第 14 回日本カメ会議＆ニホンイシガメシンポジウム講演要旨集．59.

自然環境研究センター　2006．平成 17 年度特定外来生物防除推進調査（カミツキガメ）業務報告書（環境省請負調査）．70 pp.

自然環境研究センター　2009．平成 20 年度特定外来生物防除推進調査（カミツキガメ）業務報告書（環境省請負調査）．54 pp.

自然環境研究センター　2010．平成 21 年度特定外来生物防除推進調査（カミツキガメ）業務報告書（環境省請負調査）．42 pp.

自然環境研究センター　2014．平成 25 年度印旛沼水系カミツキガメ捕獲指導及び防除手法開発事業報告書（千葉県委託業務）．185 pp.

安川雄一郎　2002．カミツキガメ．日本生態学会（編）外来種ハンドブック．94．地人書店，東京．390 pp.

著　者：高山順子　〒 260-8682　千葉市中央区青葉町 955-2　千葉県立中央博物館内　千葉県環境生活部自然保護課自然環境企画室生物多様性センター　j.tkym2@pref.chiba.lg.jp，松沢陽士　松沢写真事務所　po-matsu@w6.dion.ne.jp

“Nesting of snapping turtles (*Chelydra serpentina*) and their nest predation in FY 2014 in Inbanuma Basin, Chiba Prefecture.” Junko Takayama[1] and Yoji Matsuzawa[2]. [1]Chiba prefectural Biodiversity Center, Aoba-cho 955-2 , Chuo-ku, Chiba 260-8682, Japan. E-mail: j.tkym2@pref.chiba.lg.jp; [2]Matsuzawa Photographic Office. E-mail: po-matsu@w6.dion.ne.jp.

千葉県生物多様性センター研究報告 9：9-16，2015

千葉県におけるニホンジカの捕獲状況および栄養状態モニタリング

－2013（平成 25）年度－

鈴木規慈[1]・萩原妙子[2]

[1] 千葉県生物多様性センター
[2] 千葉県環境生活部自然保護課鳥獣対策班

摘　要：房総半島に生息するニホンジカ（*Cervus nippon*）について捕獲状況と食性，体サイズ，繁殖状況を調査した．その結果，2013（平成 25）年度は県下で 2,721 頭のニホンジカが捕獲された．捕獲されたメス成獣の体重は 39.8 ± 5.5kg（14）（平均±標準偏差（試料数），以下同様），幼獣の体重は 23.4 ± 6.3kg（11）であった．メス成獣の腎脂肪指数（RKFI）は 112.3 ± 62.7 であり，例年より高い値を示した．成獣メスの妊娠率は 92.7% であり，昨年度（60.7%）と比較して高水準であった．また，糞中窒素含有率は，20 年以上にわたりニホンジカの生息が確認されている地域では，糞中窒素含有率が 2.1% 以下と低値である一方，分布の辺縁部において窒素含有率の高い地点が見受けられることから，分布が拡大していることが示唆された．

は　じ　め　に

千葉県には古来よりニホンジカ（*Cervus nippon*）が生息しており，1960 年代には分布が縮小していたが，1980 年代以降に個体数を増加させており，それに伴い農作物被害が発生した（Asada and Ochiai 2009; 浅田 2011）．農作物被害金額は 1991（平成 3）～ 1999（平成 11）年度には 3000 ～ 4000 万円程度で推移していたが，2000（平成 12）年度以降減少傾向にあり，2013（平成 25）年度は 598 万円まで減少してきた（千葉県農林水産部農村環境整備課調べ）．千葉県特定鳥獣保護管理計画（ニホンジカ）では，ニホンジカの保護管理のために，「できる限り経年的に行う調査」として，「捕獲実態の把握（ユニット別・雌雄別の捕獲状況）および捕獲個体の解析（栄養状態・繁殖状態，食性の把握）」が明記されている．そこで，2013（平成 25）年度におけるニホンジカの捕獲状況についてとりまとめるとともに，捕獲個体の栄養状態および繁殖状況の解析を行ったので，報告する．

調　査　方　法

1　ニホンジカの捕獲情報および捕獲試料の回収方法

2013（平成 25）年度に県内の市町村で実施された有害捕獲によって捕獲された個体の情報について，千葉県環境生活部自然保護課において集計された捕獲市町村名，捕獲ユニット（地域）名，個体数，性別，捕獲方法などの情報の一部を解析に用いた．また，捕獲試料については，千葉県が実施した平成 25 年度野生鹿調査事業において捕獲された個体，及び各市町村で実施されている有害捕獲において捕獲された個体の一部について，「ニホンジカ・キョンの生態調査に係る試料回収事業」として試料回収の協力依頼をすることにより実施した．これは捕獲従事者が解体し，調査サン

プルを採取した後，市原市にある千葉県射撃場へ運搬し，委託業者である株式会社野生動物保護管理事務所が分析を行った．回収する試料は，下顎もしくは頭骨，腎臓および周囲脂肪,そしてメスの場合は子宮(妊娠している場合は胎児も含む）とした．なお，平成 24 年度以降，試料回収事業で回収しているのはメスのみであるため，解析にはメス個体のみを使用した．

２　捕獲個体の分析方法

ニホンジカの栄養状態を把握するために,捕獲されたメス個体を成獣（2 歳以上）と幼獣（0 才）に区分し，その体重および脂肪蓄積状態について検討した．成獣は定住性が高く，行動圏を季節的に大きく移動させないため（千葉県環境部自然保護課・房総のシカ調査会 1993），生息地の状態をよく反映するものと考えられる．また，幼獣のサイズはその個体が成長過程で採食した食物の栄養価に大きく左右されるために，食物条件をよく反映する．脂肪蓄積状態はライニー式腎脂肪指数（RKFI，Riney 1955）とした．これは腎臓の両端で周囲の脂肪を切断して，腎臓の湿重量を 100 とした際の周囲脂肪の重量である．

年齢は下顎骨を用いて査定した．試料として用いた全ての個体を 6 月 1 日生まれと仮定して（大泰司 1980），満 12 カ月齢までを 0 才，満 24 カ月齢までを 1 才，以降 2 才以上を満齢とした．査定方法は 2 才までを乳歯から永久歯への交換状態で判定して行い（大泰司 1980），0 才と 1 才を幼獣，2 才以上を成獣として扱った．

また，繁殖状況の指標とするため，捕獲個体における妊娠率を算定した．

なお，平均体重，脂肪蓄積状態および妊娠率については，浅田（2014）において記載されていた情報を加え，経時的変化に着目した．

３　糞の窒素含有率

各ユニットのシカの食物の栄養状態を把握するため，食物のタンパク質含有率の指標として糞の粗窒素含有率を測定した（Asada and Ochiai 1999）．測定する糞粒は，2013（平成 25）年 12 月から 2014（平成 26）年 2 月の期間に実施した糞粒法調査の際に，各ラインにつき新鮮な 10 糞塊より 1 粒ずつ採取した．調査は富津市，鋸南町，南房総市，御宿町，館山市，一宮町，長柄町，長南町，睦沢町において実施した．また，鴨川市（G1），勝浦市（U1）およびいすみ市（H2）については，2012（平成 24）年度から以降毎年実施する調査ラインに指定されていることから，今年度も継続して実施した．

採取した糞粒は，70℃で 48 時間乾燥した後，ライン毎に 10 粒を合わせて粉砕し，NC アナライザー（住友ケミカル社）により窒素含有率を測定した．なお，調査および分析は，株式会社野生動物保護管理事務所に委託して実施した．

結　果　と　考　察

捕獲の実施状況

2013（平成 25）年度の捕獲頭数は 2721 頭であり，その内訳は有害捕獲（市町村実施分）2451 頭,県捕獲（本事業実施分）54 頭,狩猟 216 頭であった（表 1）．ニホンジカが捕獲された地域では，近年の生息分布域の拡大に伴い農林業被害が広域になっており,有害捕獲による捕獲数が増加している．また，2013（平成 25）年度は過去にニホンジカの捕獲実績がなかった長南町において，有害捕獲により 1 個体が捕獲された．

各市町における捕獲個体の性比から，2013（平成 25）年度に初めてニホンジカが捕獲された長南町を除き，全ての市町でメス個体の定着が確認された（表 2）．特に，1993（平成 5）年の時点でニホンジカ

表 1　2013（平成 25）年度に千葉県内において捕獲されたニホンジカの個体数
市町捕獲は各市町の有害捕獲，県捕獲は「平成 25 年度千葉県ニホンジカ保護管理事業」，狩猟は狩猟期（平成 25 年 11 月 15 日～平成 26 年 2 月 15 日）の期間に狩猟者によって捕獲された個体数．

市町名	ユニット名	市町捕獲	県捕獲	狩猟	2013 年度計
鴨川市	A1	39	0	0	39
	A2	125	0	0	125
	A3	97	0	0	97
	A4	28	0	0	28
	A5	54	0	0	54
	G1	45	0	5	50
	G2	112	0	0	112
	G3	68	0	2	70
	G4	1	0	0	1
	G5	0	0	1	1
	G7	265	0	24	289
	G8	22	0	11	33
	G9	10	0	3	13
	G10	5	0	0	5
	不明	0	0	2	2
	計	871	0	48	919
勝浦市	U1	5	0	0	5
	U2	29	0	9	38
	U3	299	7	9	315
	U4	137	0	4	141
	U5	0	5	2	7
	計	470	12	24	506
大多喜町	O1	13	0	0	13
	O2	99	0	6	105
	O3	18	0	2	20
	O4	143	0	9	152
	O5	29	0	3	32
	O6	11	0	1	12
	O7	38	0	0	38
	O8	1	0	0	1
	O9	7	6	0	13
	O10	0	5	0	5
	O11	0	6	0	6
	不明	10	0	2	12
	計	369	17	23	409
君津市	T1	0	0	0	0
	T2	0	0	0	0
	T3	113	0	11	124
	T4	3	0	3	6
	T5	44	0	4	48
	T6	49	0	0	49
	T7	44	11	0	55
	T8	51	0	0	51
	T9	108	0	10	118
	T10	28	13	0	41
	T11	20	1	0	21
君津市（つづき）	T12	0	0	0	0
	T13	10	0	0	10
	T14	30	0	0	30
	不明	19	0	2	21
	計	519	25	30	574
市原市	I1	0	0	20	20
	I2	7	0	10	17
	I3	2	0	0	2
	I4	0	0	2	2
	I5	0	0	1	1
	I6	1	0	0	1
	I9	0	0	1	1
	不明	0	0	2	2
	計	10	0	36	46
木更津市	K1	3	0	0	3
	K2	2	0	6	8
	K3	16	0	0	16
	K4	1	0	0	1
	計	22	0	6	28
南房総市	B1	2	0	0	2
	Y1	4	0	0	4
	Y2	2	0	0	2
	W	2	0	0	2
	R	4	0	2	6
	計	14	0	2	16
鋸南町	N1	39	0	0	39
	N2	22	0	2	24
	N3	14	0	0	14
	計	75	0	2	77
富津市	F1	14	0	4	18
	F2	2	0	1	3
	F3	14	0	21	35
	F4	20	0	15	35
	F5	21	0	1	22
	F6	0	0	1	1
	不明	19	0	0	19
	計	90	0	43	133
いすみ市	M1	0	0	2	2
	不明	10	0	0	10
	計	10	0	2	12
袖ケ浦市	SU2	0	0	0	0
	計	0	0	0	0
館山市	L	0	0	0	0
	計	0	0	0	0
長南町	C1	1	0	0	1
	計	1	0	0	1
総計		2451	54	216	2721

の生息が確認されていた鴨川市（旧鴨川市および旧天津小湊町），勝浦市，大多喜町，君津市，鋸南町，富津市では，雌雄比（オス比）が 0.5 ないし，0.5 以下であった（図 1）．一般に，哺乳類はオス個体が先に分散し（Greenwood 1980），その後，メス個体が定着する傾向がある（浅田 2013）．また，千葉県内において捕獲されたニホンジカの場合は，銃猟による捕獲個体の性別との関係は認められないことから（浅田 2013），捕獲個体における雌雄比の偏りは捕獲方法によるものではなく，地域における雌雄比の偏りを反映している可能性がある．すなわち，長南町を除く地域ではすでにニホンジカが定着していると考えられるため，継続的な捕獲により，農林業被害だけでなく，分布の拡大を抑制していく必要がある．一方，2012（平成 24）年度に初めてニホンジカが捕獲された館山市および袖ケ浦市では 2013（平成 25）年度はニホンジカが

表２　2013（平成 25）年度に各市町で捕獲されたニホンジカの雌雄別捕獲数

	有害捕獲（市町村）			県捕獲		狩猟			合計		
市町村名	オス	メス	不明	オス	メス	オス	メス	不明	オス	メス	不明
鴨川市	444	427	0	0	0	18	28	3	462	455	3
勝浦市	213	257	0	5	7	11	9	0	229	273	0
大多喜町	192	177	0	11	6	7	13	3	210	196	3
君津市	233	286	0	16	9	12	16	3	261	311	3
市原市	7	3	0	0	0	18	6	12	25	9	12
木更津市	19	3	0	0	0	4	2	0	23	5	0
南房総市	10	4	0	0	0	1	1	0	11	5	0
鋸南町	26	49	0	0	0	3	0	0	29	49	0
富津市	42	46	0	0	0	25	16	2	67	62	2
いすみ市	7	3	0	0	0	1	1	0	8	4	0
長南町	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
不明	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	3
総計	1,194	1,255	2	32	22	100	92	24	1,326	1,369	26

捕獲されなかったものの，2012（平成 24）年度は長南町と同様にオス個体が捕獲されていることから，今後，ニホンジカが定着する可能性がある．英国に導入されたニホンジカ個体群では，若いオス個体の定着後にメス個体が定着するまでに 10 ～ 15 年程度の期間を要していたが（Swanson and Putman 2009），南房総市のように，2009（平成 21）年度に初めてニホンジカが捕獲された後，2 年後にはメス比が上昇した地域もある（浅田 2013）．これは，以前からニホンジカが生息していたが捕獲されていなかった可能性も否めないが，ニホンジカが捕獲されてから本格的に有害捕獲を実施するという体制では，すでにメス個体（個体群）が定着している可能性を示唆している．浅田（2013）では，小数のオスが侵入した「遅滞相」の場合，個体が確認された時点で高い捕獲圧をかけることにより，生息域の拡大を抑制することができると提唱している．これは，現時点でニホンジカのオス個体のみが確認されている地域においても，いつ，どのような形で個体数が急増し個体群が形成されるかは不明であるため（たとえば，Taylor and Hastings 2005）である．2012（平成 24）～ 2013（平成 25）年度においては，オス 1 個体のみが捕獲されている館山市，袖ケ浦市および長南町がこれに該当するため，これらの市町におけるニホンジカによる被害を防止するためには，ニホンジカの「遅滞相」を維持するためにもニホンジカの捕獲およびモニタリングを実施し，「遅滞相管理」を進めていくことが必要である。

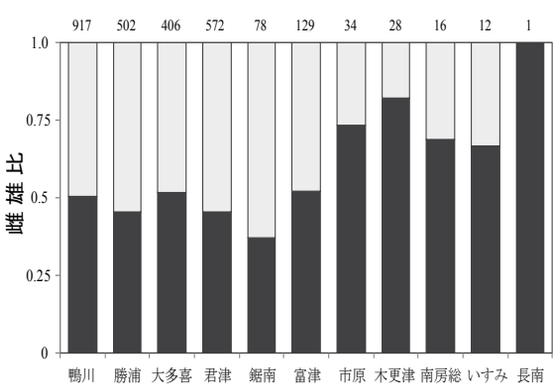

図１　2013（平成 25）年度に捕獲された個体における雌雄比
黒色がオス，灰色はメスの割合を表す．バーの上の数値は捕獲数．性別不明個体を除く．

一方，生息分布域が拡大している地域（ユニット）では市町村による有害捕獲がほとんど行われていない地域も認められたが（表 1），それらの地域では，分布拡大阻止や農林業被害防止のためには，個体数が増加する前の早期に有害捕獲を開始することが必要である（浅田 2013）．なお，市原市のように狩猟による捕獲を併せて実施する

ことにより，捕獲数を増加させることができるため，市町村による有害捕獲により十分に対応できない地域では，狩猟を併用して捕獲を進めていくことも検討すべきである．

体重および腎脂肪指数

試料回収事業において回収されたニホンジカ 60 個体のうち，メスは 28 個体であった．これらのうち，回収時にすべての試料および情報が揃っていた成獣の体重は 39.8 ± 5.5kg（14）（平均±標準偏差（試料数），以下同様）であり，幼獣の体重は，23.4 ± 6.3kg（11）であった（表 3, 4）．なお，これらの結果に過去の記録（浅田 2014）を加え経年変化に着目したところ，前年度までの傾向との差異は認められなかった（図 2）．しかしながら，今年度は捕獲個体が少なかったことから，必ずしも全体の傾向を把握できていない可能性もある．

また，メス成獣の腎脂肪指数は 112.3 ± 62.7（14）であり，昨年度までの結果と比較して高い値を示した（図 3）．これについては，餌となる植物との関係も示唆されるものの，現時点ではどのような要因によるものかは不明である．

妊娠率

2013（平成 25）年度に捕獲された成獣 14 個体のうち 13 個体が妊娠しており，妊娠率は 92.9% であった（表 3, 4）． 1993（平成 5）年から 2013（平成 25）年までの 20 年間における成獣妊娠率の経年変化から，2004（平成 16）年までは，年変動があるものの 80％前後でゆるやかな減少傾向が認められたが, 2004（平成 16）～ 2010（平成 22）年には 1 年おきに増減を繰り返しながらも増加傾向となり，2010 年に最高値（95.2%）を示し，その後，隔年で妊娠率の増減を繰り返した（図 4）．今年度は，過去の記録の中で最も低水準であった前年度（60.7％）（浅田 2014）と比較して高水準であり，2004（平成 16）～ 2010（平成 22）年の間に認められた妊娠率の増減パターンに類似の傾向が認められた．しかしながら，本県におけるこのようなシカの繁殖のサイクルがどのような要因によるものかは不明であるが，各地域（ユニット）における捕獲個体数を増加させることでより詳細な検討が可能になるため，今後は有害捕獲を実施している市町や狩猟者からも情報を収集することにより，詳細を把握していく必要がある．

また，幼獣 11 個体のうち 1 歳の個体 2 個体についても妊娠が確認された（妊娠率 18.2%）（表 3, 4）．他の地域では, 1.5 歳（1 歳 6 ヶ月）以上の個体で繁殖が確認されていること，良好な条件下では若齢から繁殖を開始することから（三浦 1991），本県においても類似の傾向があると言えるだろ

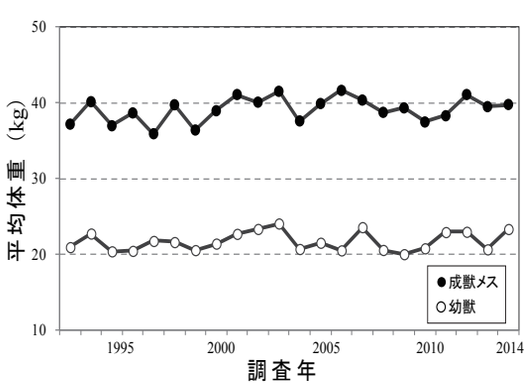

図２ 冬季に捕獲された成獣メス（2 歳以上）および幼獣（0 歳）の平均体重の経年変化

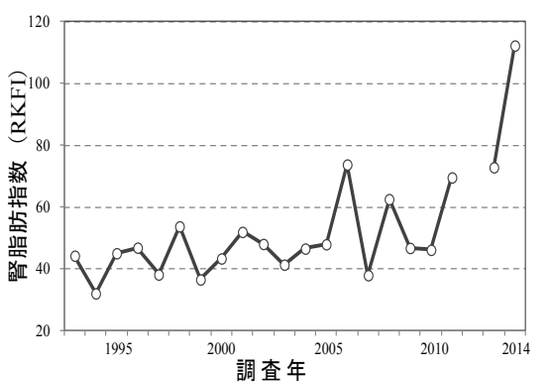

図３ 県捕獲によって捕獲された成獣メスの腎脂肪指数（RKFI）の平均値の経年変化

表３　試料回収事業において各市町から回収されたメスの体重および妊娠状況
回収時に全ての試料および情報が揃っていたもののみを記載した.

市町名	捕獲月	年齢	体重（kg）	胎児の有無
鴨川市	3	2	40.0	有
勝浦市	12	2	50.0	有
	12	2	40.0	有
	1	2	30.0	有
	1	2	40.0	有
	2	0	20.0	無
	2	2	35.0	有
	2	2	40.0	有
	2	2	45.0	有
	2	2	45.0	有
	3	2	45.0	有
君津市	12	1	32.0	有
	1	0	10.0	無
	1	0	20.0	無
	1	1	30.0	有
	1	2	35.0	無
	1	2	32.0	有
	1	2	40.0	有
	1	2	40.0	有
大多喜町	1	0	20.0	無
	1	0	25.0	無
	1	0	25.0	無
	1	1	30.0	無
	2	0	20.0	無
	3	0	25.0	無

う．しかしながら，成獣と同様に捕獲数が少ないため，幼獣の妊娠率についてもさらなる検討が必要である。

糞中窒素含有率

今回調査を実施した各ラインにおいて採集された糞の窒素含有率について，窒素含有率が 2.51%以上の地点はニホンジカの生息分布域の辺縁部（2011（平成 23）年度時点，浅田 2013）であり，1992（平成 4）年以降に生息するようになった富津市（F1-4），鋸南町（N3），いすみ市（旧大原町（H1-H2）および旧夷隅町（IS1）），南房総市（B1，V および W）の範囲内であり，先行研究（浅田 2014）と類似の傾向を示した（図 5）．また，今年度の捕獲数が 1 個体であった長南町においても，窒素含有率が 2.5% 以上の地点が 1 地点認められた．すなわち，現在もなおニホンジカの分布が拡大していることが示唆されたことから，これらの地域においてはニホンジカを含めた被害防除対策を実施するとともに，市町村における有害捕獲の際には，ニホンジカも対象とした捕獲体制を整えていく必要がある．

一方，20 年以上前からシカの生息が確認されている，旧鴨川市（G1）および勝浦市（U1）では 2.1% 以下であり，1992（平成 4）年時点の生息域の辺縁部である，富津市（F2）および鋸南町（N2）についても 2.1%以下の低い値の地点が確認された（図 5）．房総地域のニホンジカでは，糞の窒素含有率が 2.0% を下回ると栄養状態が悪化して，妊娠率が下がることが知られている（Asada and Ochiai 1999）．この 2.0% を下回る地域は，20 年以上シカが生息し，食物である林床植生へインパクトを与え続けることで，窒素含有率の高い植物が除去された結果，食物条件が悪化している可能性があるが，近年拡大した分布域の中でも窒素含有率が低い場所が見受けられることは，林床植生に対して短期間で大きなインパクトを与えている地域があること，また分布拡大に伴い，今後そのような地域が拡大していく可能性を示唆している．加えて，長南町（C1）のように，捕獲数が少ない

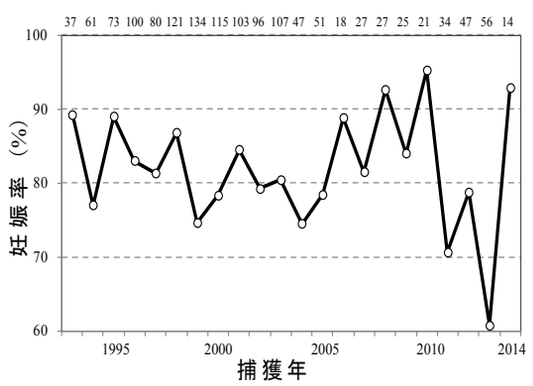

図４　冬季に捕獲された成獣メス妊娠率の経年変化
図上の値は試料数を表す.

表４　2014 年 1-3 月に各市町から回収されたメスの体重，腎脂肪指数（RKFI）および妊娠率

	体重（平均±標準偏差）(kg)	腎脂肪指数（RKFI）（平均±標準偏差）	妊娠率（%）（個体数）	試料数
幼獣（0 歳及び 1 歳）	23.4 ± 6.3	26.8 ± 19.0	18.2（2）	11
成獣（2 歳以上）	39.8 ± 5.5	112.3 ± 62.7	92.9（13）	14

一方で糞粒の窒素含有率が高い地点が見受けられたことから，今後も辺縁部におけるモニタリングを実施し分布域を把握するだけでなく，それらの地域において地元市町と協力して捕獲を実施し，分布拡大を阻止していく必要がある．

引　用　文　献

Asada, M. and Ochiai, K. 1999. Nitrogen contents in feces and the diet of sika deer on the Boso Peninsula, central Japan. Ecological Research 14: 249-253

Asada, M. and Ochiai, K. 2009. Sika deer in evergreen broad-leaved forest zone on the Boso peninsula, Japan. In: (D. R.

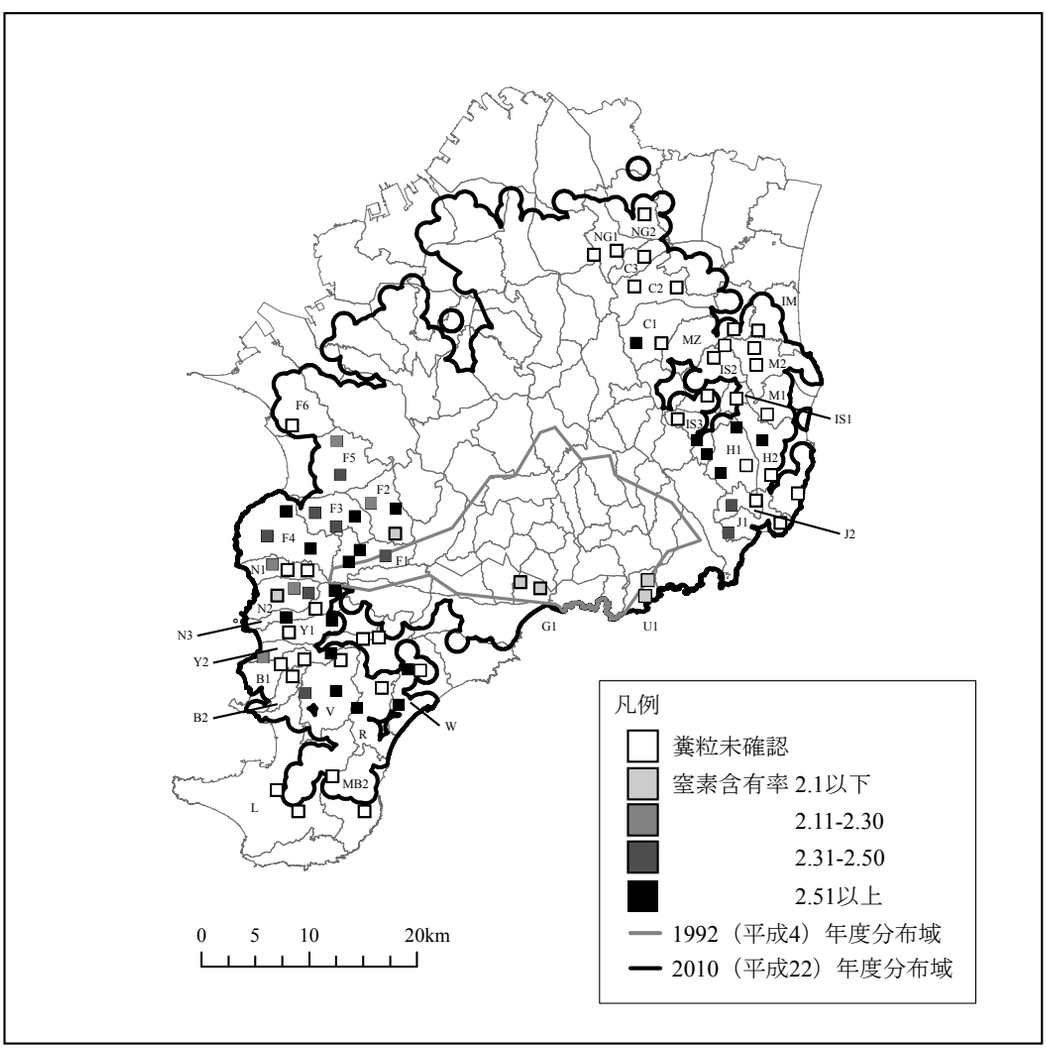

図５ 2013（平成 25）年度に採集されたニホンジカの糞粒の窒素含有率
灰色の線は 1992（平成 4）年度時点の分布域（千葉県環境部自然保護課・房総シカの調査会 1993），黒色の線は 2010（平成 22）年度時点の分布域（浅田 2013）．

McCullough, S. Takatsuki and K.Kaji, eds.) Sika deer, pp. 385-404. Springer, Tokyo.

浅田正彦　2011．千葉県におけるニホンジカの分布域および個体数推定(2010年)．千葉県生物多様性センター研究報告，3: 16-27.

浅田正彦　2013．ニホンジカとアライグマにおける低密度管理手法「遅滞相管理」の提案．哺乳類科学，53（2）：243-255.

浅田正彦　2014．千葉県におけるニホンジカの捕獲状況および栄養状態モニタリング（2012年度）．千葉県生物多様性センター研究報告 6 : 15-21.

千葉県環境部自然保護課・房総のシカ調査会　1993．千葉県房総半島におけるニホンジカの保護管理に関する調査報告書 1．48pp.

Greenwood, P.J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. Animal Behaviour, 28: 1140-1162.

三浦慎悟　1991．日本産偶蹄類の生活史戦略とその保護管理－個体標本群の検討から－．朝日稔・川道武男（編）現代の哺乳類学，pp. 244-273. 朝倉書店，東京.

大泰司紀之　1980．遺跡出土ニホンジカの下顎骨による性別・年齢・死亡季節 査定法．考古学と自然科学，13: 51-74.

Riney, T. 1955. Evaluating condition of free-ranging red deer (*Cervus elaphus*), with special reference to New Zealand. New Zealand Journal of Science and Technology, section B. 36: 429-463.

Swason, G. M. and Puntan, R. 2009. Sika deer in the British Isles. *In*: (D. R. McCullough, S. Takatsuki and K.Kaji, eds.) Sika deer, pp. 595-614. Springer, Tokyo.

Taylor, C. M. and Hastings, A. 2005. Allee effects in biological invasions. Ecological Letters, 10: 36-43.

著　者：鈴木規慈　〒260−8682　千葉市中央区青葉町 955−2　千葉県立中央博物館内　千葉県環境生活部自然保護課自然環境企画室生物多様性センター　n.szk102@pref.chiba.lg.jp，萩原妙子　〒260−8667　千葉市中央区市場町 1−1 千葉県環境生活部自然保護課鳥獣対策班

“Current status of hunting and nutritional conditions for sika deer for FY2013 in Chiba Prefecture, Japan.”

Noriyasu Suzuki[1] and Taeko Hagiwara[2]. [1]Chiba prefectural Biodiversity Center, Aoba-cho 955-2 , Chuo-ku, Chiba 260-8682, Japan. E-mail: n.szk102@pref.chiba.lg.jp;
[2] The management group for mammals and birds, Nature conservation division, Environmental and Community affairs department, Chiba pefectural government. Ichiba-cho 1-1, Chuo-ku, Chiba 260-8667, Japan.

千葉県生物多様性センター研究報告 9：17–23，2015

千葉県におけるキョンの捕獲状況および栄養状態モニタリング

－2013（平成 25）年度－

鈴木規慈[1]・大澤浩司[2]・久保田尚[2]

[1] 千葉県生物多様性センター
[2] 千葉県環境生活部自然保護課鳥獣対策班

摘　要：房総半島に生息するキョン（*Muntiacus reevesi*）について捕獲状況と体サイズおよび繁殖状況を調査した．2013（平成 25）年度は県下で 1290 頭のキョンが捕獲された．捕獲個体のうち 99.2％は千葉県キョン防除実施計画において集中防除地域に指定されている地域であったが，地域外である南房総市（6 頭），木更津市（2 頭），市原市（1 頭）でも捕獲された．捕獲されたメスの 2 歳以上の個体の体重は 9.3 ± 1.4kg（20），（平均±標準偏差（試料数）），1 歳の個体は 8.7 ± 1.2kg（24），0 歳 6 ヶ月以上の個体は 6.1 ± 1.7kg（6），0 歳 6 ヶ月未満の個体は 3.9 ± 1.1kg（10）であった．6 ヶ月以上の個体では 74.0％が妊娠しており，捕獲個体の出生月の盛期は 5 ～ 10 月であると推定された．

は　じ　め　に

キョン（*Muntiacus reevesi*）は，中国南東部および台湾の熱帯から亜熱帯の森林に生息するシカ科の小型の草食獣である（Sheng 1992）．わが国においては，千葉県中南部ならびに東京都の伊豆大島で野生化している外来生物であり，千葉県内の個体群は，1960 年代から 1980 年代に勝浦市内の私立観光施設（2001（平成 13）年に閉園）から逃亡した個体を起源としている（浅田ほか　2000）．本種はシカ科の多くの種とは異なり，成獣のメスは年間を通じて繁殖することが可能であるとともに（Pei et al. 1995; Chapman et al. 1997），出産直後に発情することができる（Chaplin and Harrison 1971; Chaplin and Dangerfield 1973）．そのため，近年，県内において個体数が増加し分布を拡大しており（浅田ほか 2014），それに伴い農作物被害が発生している（浅田ほか 2000; 浅田 2002, 2011）．また，自然生態系に及ぼす影響（Pollard and Cook 1994; Cooke and Lakhani 1996; Cooke 1997）が懸念されていることから，キョンは特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律（外来生物法）により「特定外来生物」に指定されており，千葉県では 2008（平成 20）年に千葉県キョン防除実施計画を策定し，キョンの生息している市町と連携して捕獲を推進している．この防除実施計画では，生息状況のモニタリングを実施し，その結果をもとにその後の事業に適切に反映していくこととしている．そこで，2013（平成 25）年度に県内において捕獲されたキョンの個体数，および千葉県が実施した「ニホンジカ・キョンの生態調査に係る試料回収事業」において回収された個体の栄養状態について分析したので，報告する．

調　査　方　法

１　キョンの捕獲情報および捕獲試料の回収方法

2013（平成 25）年度に県内市町村の有害捕獲事業により捕獲された個体の情報について，千葉県環境生活部自然保護課において集計された捕獲市町村名，捕獲ユニット（地域）名，個体数，性別，捕獲方法などの情報の一部を解析に用いた．また，捕獲試料については，平成 25 年度に実施された「外来種緊急特別対策事業（キョン）」，及び各市町村の有害捕獲事業において捕獲された個体の一部について，「ニホンジカ・キョンの生態調査に係る試料回収事業」として試料回収の協力依頼をすることにより実施した． 捕獲試料は，捕獲従事者が捕獲した個体を解体せずに千葉県射撃場（千葉県市原市）へ運搬し，委託業者である株式会社野生動物保護管理事務所が分析を行った．

2　捕獲個体の分析方法

キョンの栄養状態を把握するために，捕獲された個体を性別および年齢（6 ヶ月未満，6 ヶ月以上，1 歳，2 歳以上）に区分し，それらの体重および脂肪蓄積量について検討した．回収された個体の年齢は Chapman et al.（1985）および Sheng（1992）に従い，歯の萌出・磨耗状態で週齢あるいは年齢を判定した．

栄養状態の指標となる体重については，100 g 単位のバネばかりで計測した．また，脂肪蓄積量を把握するために，腎臓の周囲に付着している脂肪の量を測定し，測定値はライニー式腎脂肪指数（RKFI，Riney 1955）をとった．これは腎臓の両端で周囲の脂肪を切断して，腎臓の湿重量を 100 としたときの周囲脂肪の重量である．

各地域の繁殖率の指標とするため，捕獲個体の胎子の有無に基づき，妊娠率を計算した．また，回収個体の推定週齢と捕獲日から，出生時期（出生月）を推定した．

結　果　と　考　察

捕獲の実施状況

2013（平成 25）年度に県内で捕獲されたキョンは 1290 頭であり，その内訳は有害捕獲（市町村実施分）1138 頭，県捕獲（本事業実施分）152 頭であった（表 1）．有害捕獲のうち，鴨川市において 687 頭，勝浦市において 202 頭，いすみ市において 150 頭が捕獲されており，これら 3 市で全体の約 91.5%を占めていた．また，捕獲された個体の約 99.2%は，千葉県キョン防除実施計画において「集中防除区域」に指定されている市町（いすみ市，勝浦市，鴨川市，君津市，大多喜町，鋸南町および御宿町）において捕獲されていた．

各市町における捕獲個体の雌雄比を見ると，集中防除区域内ではほぼ全ての市町においてメス個体が確認された（表 2）．特に，キョンの侵入源とされる勝浦市，隣接する鴨川市ならびに集中防除区域である大多喜町では，雌雄比（オス比）が約 0.5 であったが，集中防除区域の辺縁部である君津市及び鋸南町では，捕獲個体の多くはオス個体であった（図 1）．また，集中防除区域外で捕獲実績のあった南房総市（6 頭），木更津市（2 頭），市原市（1 頭）については全ての個体がオスであった（図 1）．一般に，哺乳類はオス個体が先に分散し（Greenwood 1980），その後，メス個体が定着する傾向がある（浅田 2013）．集中防除区域外の市町村においては，キョンのメスが捕獲されていないことからも，現時点ではメスは侵入しておらず，繁殖に至っていない可能性がある．しかしながら，前年度に初めてキョンが捕獲された南房総市では，前年度と比較して捕獲個体が増加していること，木更津市については 2010（平成 22）年度以降，少数ではあるもののキョンが安定して捕獲されていることから，今後，キョンのメスが定着し，被害を拡大

表 1　2013（平成 25）年度に千葉県内において捕獲されたキョンの個体数
市町捕獲は各市町の有害捕獲，県捕獲は「平成 25 年度千葉県キョン防除事業」に捕獲された個体数.

市町名	ユニット名	市町捕獲	県捕獲	2013 年度計
勝浦市	U1	67	0	67
	U2	69	0	69
	U3	38	0	38
	U4	20	0	20
	U5	8	0	8
	計	202	0	202
鴨川市	A1	160	0	160
	A2	95	0	95
	A3	86	0	86
	A5	5	0	5
	G1	86	15	101
	G2	155	0	155
	G3	35	0	35
	G7	11	0	11
	G8	30	29	59
	G9	1	0	1
	G10	23	0	23
	計	687	44	731
いすみ市	H1	2	0	2
	H2	143	104	247
	IS3	1	0	1
	M1	3	0	3
	M2	1	0	1
	計	150	104	254
大多喜町	O3	3	0	3
	O4	14	0	14
	O5	5	0	5
	O6	1	0	1
	O7	15	0	15
	O9	12	2	14
	O10	0	2	2
	O11	1	0	1
	O13	1	0	1
	計	52	4	56
御宿町	J1	3	0	3
	J2	11	0	11
	計	14	0	14
君津市	T3	8	0	8
	T6	1	0	1
	T7	1	0	1
	T10	1	0	1
	T11	1	0	1
	T15	2	0	2
	計	14	0	14
鋸南町	N1	9	0	9
	N2	1	0	1
	計	10	0	10
南房総市	B1	1	0	1
	MB1	1	0	1
	R	1	0	1
	Y1	1	0	1
	W	2	0	2
	計	6	0	6
木更津市	K2	1	0	1
	K3	1	0	1
	計	2	0	2
市原市	I1	1	0	1
	計	1	0	1
総計		1,138	152	1,290

させる可能性は高い.

房総半島には，キョンと同じ偶蹄目に属する在来種のニホンジカが生息しているが，ニホンジカの場合，少数のオスが侵入しているもののメスが侵入する前段階である，個体群動態の「遅滞相」（Lewis and Kareiva1993；Crooks and Soule’1999）の状態で侵入個体を捕獲し，生息域を拡大させないことが重要であることが指摘されている（浅田 2013）．キョンはニホンジカと比較して行動範囲が狭いことが知られているものの（千葉県環境生活部自然保護課・房総のシカ調査会 2007），外来種である本種については保護管理を実施する必要がないことからも，ニホンジカと同様に侵入初期に捕獲を開始し，定着させないことが重要である.

特に，ブルーベリーなどの果実や花きを好んで採食する本種（Smith-Jones 2004）が生息域をより南方に拡大し定着した場合，イチゴなどの果菜や花き栽培の盛んである南房総市についてはこれらに対する被害が発生・拡大する可能性が高いため，注意が必要である．今年度にメス個体が捕獲されなかった市においては，今後キョンが定着することのないよう，引き続き有害捕獲を実施し，「遅滞相管理」（浅田 2013）による生息域拡大の防止を期待したい.

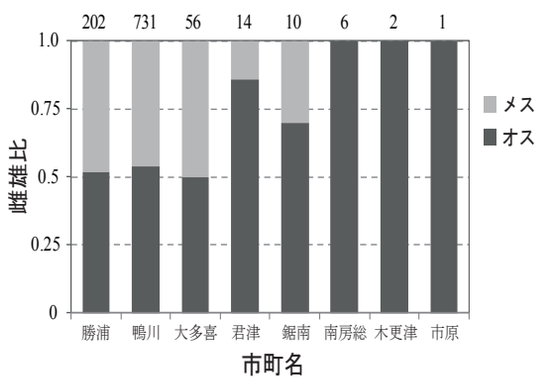

図 1　2013（平成 25）年度に捕獲された個体における雌雄比
バーの上の数値は捕獲数．性別不明個体および不明個体の多かった市町を除く.

表２　2013（平成 25）年度に各市町で捕獲されたキョンの雌雄別捕獲数

	有害捕獲（市町村）			県捕獲		合計		
市町村名	オス	メス	不明	オス	メス	オス	メス	不明
勝浦市	105	97	0	0	0	105	97	0
鴨川市	371	316	0	22	22	393	338	0
いすみ市	22	10	118	60	44	82	54	118
大多喜町	24	28	0	4	0	28	28	0
君津市	12	2	0	0	0	12	2	0
御宿町	0	0	14	0	0	0	0	14
鋸南町	7	3	0	0	0	7	3	0
南房総市	6	0	0	0	0	6	0	0
木更津市	2	0	0	0	0	2	0	0
市原市	1	0	0	0	0	1	0	0
総計	445	359	132	86	66	636	522	132

体重および腎脂肪指数

試料回収事業において回収されたキョン 156 個体のうち，メスは 70 個体であった．これらのうち，回収時にすべての試料および情報が揃っていた 2 歳以上の個体の体重は 9.3 ± 1.4kg（20）（平均±標準偏差（試料数），以下同様）であった．また，1 歳の個体（52 週齢以上 104 週齢未満）は 8.7 ± 1.2kg（24），0 歳 6 ヶ月以上（26 週齢以上 52 週齢未満；以下，6 ヶ月以上）の個体は 6.1 ± 1.7kg（6），0 歳 6 ヶ月未満（26 週齢未満；以下，6 ヶ月未満）の個体は 3.9 ± 1.1kg（10）であった（表 3）．

また，腎脂肪指数は 2 歳以上の個体が 30.7 ± 37.0（20），1 歳の個体が 26.8 ± 19.0（24），6 ヶ月以上の個体が 26.5 ± 24.4（6），6 ヶ月未満の個体が 11.9 ± 11.2（10）であった（表 3）．腎脂肪指数に着目した場合，2 歳以上の個体の平均値が高かったものの，6 ヶ月以上の個体および 1 歳の個体ではその差は小さかった．また、全ての年齢において数値に幅が認められた．腎脂肪指数については，先行研究において繁殖行動との関係性について言及されているものの（千葉県環境生活部自然保護課・房総のシカ調査会 2007），その詳細については不明なままであるが，メスについては胎子の発育段階との関係性が推察されるため，引き続き検討する必要がある．

妊娠率

2013（平成 25）年度に捕獲された 2 歳以上の個体 20 頭のうち 15 頭が妊娠しており，妊娠率は 75.0% であった（表 3）．また，捕獲された 1 歳の個体では 24 頭のうち 19 頭（妊娠率 79.2%），6 ヶ月以上の個体 6 頭のうち 3 頭（妊娠率 50.0%）であり，これらを合わせた 6 ヶ月以上の個体では約 74.0%が妊娠していた．

また，週齢，体重および妊娠率との関係を検討したところ，妊娠が認められたのは，週齢 30 週以上の個体で体重 6kg 以上の個体であった（図 2）．先行研究から，千葉県内では 6 ヶ月齢（26 週齢）以上の個体で妊娠が確認されており（千葉県環境生活

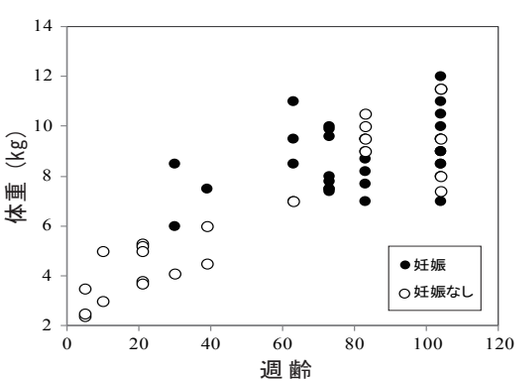

図２ 2013（平成 25）年度に捕獲された 0 歳 6 ヶ月以上の個体における体重と妊娠率の関係

表３　2014 年 1-3 月に各市町から回収されたメスの体重，腎脂肪指数（RKFI）および妊娠率

	体重（平均±標準偏差）（kg）	腎脂肪指数（RKFI）（平均±標準偏差）	妊娠率（%）（個体数）	試料数
0 歳（生後 6 ヶ月未満）	3.9 ± 1.1	11.9 ± 11.2	0（0）	10
0 歳（生後 6 ヶ月以上）	6.1 ± 1.7	26.5 ± 24.4	50.0（3）	6
1 歳	8.7 ± 1.2	26.8 ± 19.0	79.2（19）	24
2 歳以上	9.3 ± 1.4	30.7 ± 37.0	75.0（15）	20

部自然保護課・房総のシカ調査会 2007; 浅田 2011），今回の結果についてもこれを支持していた．体重については，6kg 以上の個体でも妊娠が認められない個体が確認されたが，キョンは年間を通して繁殖することができるため（Pei et al. 1995; Chapman et al. 1997），出産後間もない個体の場合にはこれらの関係が明確でない可能性も考えられる．

出生期間

捕獲個体の推定週齢から出生期間を逆算したところ，年間を通して出生しているものの，主たる出生期は 5 ～ 10 月であった（図 3）．この傾向は先行研究（千葉県環境生活部自然保護課・房総のシカ調査会 2007, 浅田 2013）と類似していた．一方，1 歳の個体の出生期に着目した場合，個体の確認された 5 ～ 12 月の期間のうち，8 月および 10 月に出生した個体が多かった．また，1 ～ 4 月に出生した個体は確認されなかった．2008（平成 20）～ 2012（平成 24）年

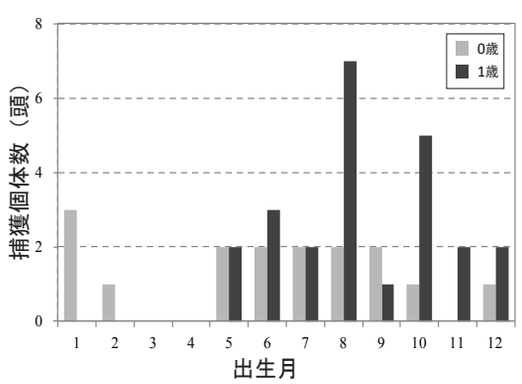

図３　2013（平成 25）年度に捕獲された 0 ～ 1 歳の個体における出生月

の 4 年間の結果についてもほぼ同様の傾向が認められたことから，冬期に出生した個体は，個体数が少ないだけでなく，生存率が低い可能性が考えられる．英国に導入された個体群では，周産期死亡率は 19%（Chapman 1993），生後 2 ヶ月齢までの死亡率が 47%（Harris et al. 1995）と高いが，千葉県においてはこの時期が出生個体の割合が低い 12 ～ 4 月に合致している可能性が高い．これは，冬期の餌量と関係している可能性もあるが，近年県内で急増しているイノシシによる捕食の可能性も指摘されている（浅田ほか 2014）が，事例数が少ないことや，妊娠状況を評価できる期間が試料回収事業の 1 ～ 3 月に限定されていることから，さらなる検討が必要である．

今年度の結果から，千葉県内において，キョンは集中防除区域内の市町を中心に分布しているものの，近隣市町にも生息域を拡大しつつあること，生後 6 ヶ月以上の個体の妊娠率は非常に高く，また長期にわたって繁殖を行っていることが明らかになった．これらの結果は，今後，県内においてキョンが拡大した際に急速に個体数を増加させ，定着してしまう危険性があること示唆している．

一方，キョンは鳥獣保護法における狩猟鳥獣に指定されていないため，ニホンジカやイノシシのような他の有害獣類と比較して捕獲が進んでいない状態にある．有害捕獲に従事する狩猟者の中では，キョンは小型で銃猟よる捕獲がしづらいが、狩猟者の

熟練度が上がることにより捕獲数が増加するとの話がある．実際，英国に定着しているキョンについては，「スポーツハンティング」の対象種として，銃猟による捕獲が行われている（Smith-Jones 2004）．また，本種は皮革や食肉としての用途も期待されることから，本種が狩猟鳥獣に指定された場合，狩猟者による捕獲圧が期待できるため，一刻も早い指定が望まれる．

引　用　文　献

浅田正彦・落合啓二・長谷川雅美　2000．房総半島及び伊豆大島におけるキョンの帰化・定着状況．千葉中央博自然誌研究報告，6: 87-94．

浅田正彦　2011．2009 年度「野生獣の生息状況・農作物被害状況アンケート調査」結果．千葉県生物多様性センター研究報告，3: 1-15．

浅田正彦　2013．ニホンジカとアライグマにおける低密度管理手法「遅滞相管理」の提案．哺乳類科学，53（2）: 243-255．

浅田正彦・長田穣・深澤圭太・落合啓二 2014．状態空間モデルを用いた階層ベイズ推定法によるキョン（*Muntiacus reevesi*）の個体数推定．哺乳類科学，54（1）: 53-72．

Chaplin, R. E. and Dangerfield, G. 1973. Breeding records of Muntjac deer (*Muntiacus reevesi*) in captivity. Journal of Zoology, 170: 150–151.

Chaplin, R. E. and Harrison, R. J. 1971. The uterus, ovaries and placenta of the Chinese muntjac deer (*Muntiacus reevesi*). Journal of Anatomy, 110: 147.

Chapman, D. I., N. G. Chapman and Colles, C. M. 1985. Tooth eruption in Reeves' muntjac (*Muntiacus reevesi*) and its use as a method of age estimation (Mammalia: Cervida). Journal of Zoology, 205（2）: 205-221.

Chapman, N. G., Furlong, M. and Harris, S. 1997. Reproductive strategies and the influence of date of birth on growth and sexual development of an aseasonally-breeding ungulate: Reeves' muntjac (*Muntiacus reevesi*). Journal of Zoology 241（3）: 551–570

千葉県環境生活部自然保護課・房総のシカ調査会．2007．平成 18 年度外来種緊急特別対策事業（キョンの生息状況等調査）報告書．88pp．

Cooke, A. S. 1997. Effects of grazing by muntjac (*Muntiacus reevesi*) on bluebells (*Hyacinthoides non-scripta*) and a field technique for assessing feeding activity. Journal of Zoology, London 242: 365-410.

Cooke, A. S. and Lakhani, K. H. 1996. Damage to coppice regrowth by muntjac deer *Muntiacus reevesi* and production with electric fencing. Biological Conservation 75（3）: 231-238.

Crooks, J. A. and Soule', M. E. 1999. Lag times in population explosions of invasive species: Causes and implications. *In*: (O. T.Sandlund, P. J. Schei and A. Viken, eds.) Invasive Species and Biodiversity Management, pp. 103–125. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

Greenwood, P. J. 1980. Mating system, philopatry and dispersal in birds and mammals. Animal Behaviour, 28（4）: 1140-1162.

Harris, S., Morris, P., Wary, S. and Yalden, D. 1995. A Review of British Mammals: Population Estimates and Conservation Status of British mammals other than cetaceans. JNCC, Peterbrough. 168pp.

Lewis, M. A. and Kareiva, P. 1993. Allee dynamics and the spread of invading

organisms. Theoretical Population Biology 43（2）: 141–158.

Pei, K., Taber, R. D., O’ Gara, B. W. and Wang, Y. 1995. Breeding cycle of the Formosan Reeves’ muntjac (*Muntiacus reevesi micrurus*) in northern Taiwan, Republic of China. Mammalia 59: 223–228.

Pollard, E. and Cooke, A. S. 1994. Impact of muntjac deer *Muntiacus reevesi* on egglaying sites of the white admiral butterfly Ladoga camilla in a Cambridgeshire wood. Biological Conservation 70: 189-191.

Riney, T. 1955. Evaluating condition of free-ranging red deer (*Cervus elaphus*), with special reference to New Zealand. New Zealand Journal of Science and Technology, section B. 36: 429-463.

Sheng, H. 1992. Reeves’ muntjac *Muntiacus reevesi*. *In*: (H. I. Sheng et al., eds.) Deer in China, pp.126-148. East China Normal University Press, Shanghai (in Chinese with English summary).

Smith-Jones, C. 2014. Muntjac -Managing an alien species-. Coch-y-Bounddu Books, Machynlleth. 216pp.

千葉県環境生活部自然保護課・房総のシカ調査会　2007．平成 18 年度外来種緊急特別対策事業（キョンの生息状況等調査）報告書．88pp.

千葉県環境生活部自然保護課・千葉県立中央博物館・房総のシカ調査会　2008．平成 19 年度外来種緊急特別対策事業（キョンの生息状況等調査）報告書．73pp.

Cooke, A. S. 1997. Effects of grazing by muntjac (*Muntiacus reevesi*) on bluebells (*Hyacinthoides non-scripta*) and a field technique for assessing feeding activity. Journal of Zoology, London 242: 365-410.

Cooke, A. S. and Lakhani, K. H. 1996. Damage to coppice regrowth by muntjac deer *Muntiacus reevesi* and production with electric fencing. Biological Conservation 75: 231-238.

古谷知之　2010．ベイズ統計データ分析．朝倉書店，東京，195 pp.

Pollard, E. and Cooke, A. S. 1994. Impact of muntjac deer *Muntiacus reevesi* on egglaying sites of the white admiral butterfly *Ladoga camilla* in a Cambridgeshire wood. Biological Conservation 70: 189-191.

Sheng, H. 1992. Reeves’ muntjac *Muntiacus reevesi In*: (H. I. Sheng et al., eds.) Deer in China, pp.126-148. East China Normal University Press, Shanghai (in Chinese with English summary).

Lunn, D.J., Thomas, A., Best, N., and Spiegelhalter, D. 2000. WinBUGS - a Bayesian modelling framework: concepts, structure, and extensibility. Statistics and Computing 10: 325-337.

著　者：鈴木規慈　〒 260−8682　千葉市中央区青葉町 955−2　千葉県立中央博物館内　千葉県環境生活部自然保護課自然環境企画室生物多様性センター　n.szk102@pref.chiba.lg.jp，大澤浩司・久保田尚　〒 260−8667　千葉市中央区市場町 1−1 千葉県環境生活部自然保護課鳥獣対策班

“Current status of hunting and nutritional conditions for Reeves’ muntjac for FY2013 in Chiba Prefecture, Japan.” Noriyasu Suzuki[1], Koji Ohsawa and Takashi Kubota[2]. [1]Chiba prefectural Biodiversity Center, Aoba-cho 955-2 , Chuo-ku, Chiba 260-8682, Japan. E-mail: n.szk102@pref.chiba.lg.jp;
[2] The management group for mammals and birds, Nature conservation division, Environmental and Community affairs department, Chiba pefectural government. Ichiba-cho 1-1, Chuo-ku, Chiba 260-8667, Japan.

千葉県生物多様性センター研究報告 9：25-38，2015

千葉県におけるカワウの生息状況と今後の課題

鈴木規慈

千葉県生物多様性センター

摘　要：近年全国で個体数を増加させているカワウ *Phalacrocorax carbo* は，千葉県においても個体数を増加させ，現在は県内に広く分布している．本種の増加により，農林水産業への被害や悪臭などによる生活被害だけでなく，近年では，ゴルフ場などの民間施設への被害も発生している．一方，カワウは 1551 年頃から千葉県内に生息していたという記録も残されており，その後の個体数の減少や変動から，千葉県レッドデータブックにおいて一般保護生物に指定されているが，近年では 6000 ～ 7000 羽前後で個体数が安定しつつある．県内におけるカワウによる被害は，被害金額として計上されていないものの，内水面漁業への水産被害や生活被害として広域で発生している．被害の発生している地域では，今後の被害拡大を防止するために，追い払いなどの被害防除だけでなく，捕獲を含めた総合的な対策が必要であるが，そのためには，科学的根拠に基づく対策指針などが必要不可欠である．カワウは広域に移動する種であるため，県内だけでなく，近隣都県を含めた広域におけるカワウの個体数変動に着目しながら，カワウの対策を検討していく必要がある．

は　じ　め　に

カワウ *Phalacrocorax carbo* は翼長 330 mm に達する大型の魚食性の鳥類であり，ユーラシア大陸，アフリカ，オーストラリア，ニュージーランドおよび北米大陸東岸部に広く分布する（Cramp and Simmons 1980）．近年，本種は個体数を増加させており，全国各地でねぐらやコロニーが確認されるようになった（福田ほか 2002）．一方，本種が増加することにより，水産業（たとえば，成末ほか 1999）や林業（石田 2002）への被害が発生しているだけでなく，景観被害（滋賀県 2013）や，臭いや鳴き声による生活被害も発生するなど，人との間に軋轢が生じている（羽山 2001）．このような状況を受けて，環境省ではカワウの個体数の増加と分布域の拡大，およびそれに伴う水産業および林業への被害の抑制を目的として，平成 19 年にカワウを新たに狩猟鳥獣に指定し，狩猟期におけるカワウの捕獲を推奨するとともに，「特定鳥獣保護管理計画作成のためのガイドラインおよび保護管理の手引き（カワウ編）」を作成し，各都道府県において特定鳥獣保護管理計画を策定して，総合的な対策を推進していくための体制整備を勧めてきた（環境省 2013）．

本稿では本県におけるカワウの生息状況を中心にその現状をまとめるとともに，全国における事例と対比した上で，今後対策を進めていく上で必要となる課題について整理する．なお，本稿に用いた生息数などの数値の一部は，2005（平成 17）年度から 2012（平成 24）年度の間に実施された千葉県カワウ生息状況等調査事業により得られた情報を使用した．

カワウの分布の変遷と現在

1　全国におけるカワウの分布の変遷と問題の拡大

わが国においてカワウは留鳥であり，ねぐらやコロニー（集団営巣地）を形成した場所において生息する．近縁種であるウミウやヒメウなどのウ類が主に海洋域で採餌を行い，島嶼域や沿岸の岸壁で繁殖を行うのに対し（浜口ほか 1985a, 1985b），本種は海域，汽水域，湖沼や河川などの淡水域と広い水域において採餌を行うだけでなく，内陸域の森林などでも樹上営巣を行う（福田 2002）．

かつて全国に広く生息していたカワウは，1970 年代初頭までに個体数が急激に減少し，分布域が限定されていた．最も個体数が少なかったとされる 1971（昭和 46）年には，生息域が東京都と愛知県に限定され，その個体数は 3000 羽程度であった（福田ほか 2002）．カワウの減少理由として，カワウの採餌場所である河川や，内湾の干潟および浅海域の改修や埋め立てなどの開発による生息環境の悪化が原因とされているが（樋口・成末 1997; 福田ほか 2002），サギ類の減少（藤岡 1998）や，北米やヨーロッパ地域におけるウ類が減少，および河川などの開発による影響が少ない地域においても同時期に同様の現象が見られたこと（Eerden et al. 1995; Wires et al. 2006）から，当時使用されていた有機塩素系農薬による生物濃縮の影響が大きいと指摘されている（井関ほか 2002）．しかしながら，1990 年代以降は各地で個体数が急速に回復し，分布域が広域に拡大した（福田ほか 2002; 環境省 2013）．

2　千葉県におけるカワウの過去の生息記録

千葉県内では，かつては千葉市大厳寺に数万羽のコロニーがあったとの記録がある．しかし，1970 年代以降には，大きなコロニーはおろか，カワウはほとんど生息していなかった（成末ほか 1997; 福田ほか 2002）．その原因に関する詳細な知見はないものの，1960 〜 1980 年代は，東京湾を中心とした海域だけでなく，手賀沼や印旛沼などの内水面においても水質悪化が著しかった時期であり（印旛沼環境基金 2014），また全国的に淡水魚類が著しく減少した時期であった（片野・森 2005）．カワウの肝臓におけるダイオキシン濃度は魚類による影響が大きいこと（井関ほか 2000），体内に蓄積されたダイオキシン類が最も代謝されない種であること（Guruge et al. 2000; 井関ほか 2002）から，千葉県においてカワウが急減した理由は，有機塩素系農薬などによる水質汚染による魚類の減少に加えて，それらを捕食することにより生じる生物濃縮の影響であったと推察される．

大厳寺には，寺が創建された 1551 年頃からカワウが生息し，コロニーを形成していたという貴重な記録が残されており，これは「鵜の森」と呼ばれた関東最大のコロニーであった．これには最大時には数万羽の個体が生息していたとされるが，寺社林の枯死や伐採に伴い，カワウの個体数が減少に転じた（中村 1971）．中村（1971）によれば，営巣木が減少した 1927（昭和 2）年頃には，カワウの生息数は 400 〜 500 羽であったとされるが，1950 年代には減少が見られ，その後，伐採や開発に伴って，1971（昭和 46）年にはコロニーは消失した．また，その他の記録によれば，県内では市川市の新浜御猟地に 200 羽程度，香取市の小御門神社および香取神宮に 50 羽程度，君津郡天神山に少数のカワウが見られたとの報告がある（福田ほか 2002）．

1971（昭和 46）年に大厳寺にあったカワウのコロニーが消失して以降，しばらくの間は県内ではコロニーは確認されなくな

った．県内で唯一カワウの飛来が確認されていた市川市の行徳鳥獣保護区においても，1970 年代後半から 1980 年代にかけて少数のカワウが飛来していたとの情報があるものの，カワウの繁殖が確認されるようになったのは 1990 年代後半のことであった（カワウの個体数が増加したのは他県と同様に 1990 年代後半からと推察されるが，カワウ問題が生じる以前の生息数や営塒・営巣場所などの詳細については把握されていない．

3　千葉県におけるカワウの現在の生息状況

その後，県内におけるカワウの個体数は急速に増加し，千葉県が実施した生息数調査によれば，2005（平成 17）～ 2012（平成 24）年度には，県内の生息地全体で 4000 ～ 7500 羽のカワウの生息が確認されるまでになった（表 1）．また，個体数の増加に伴って分布域は拡大し，現在，カワウの生息地は北総・香取地域から安房地域までの広域に拡大し，その数は 17 ～ 27 地点と増加している（千葉県 2013）（表 1）．さらに，県内では毎年平均して 4 ～ 5 箇所のコロニーが確認されている．それらの中でも，市川市の行徳鳥獣保護区のコロニーにおける営巣数が最も多く，最盛期である春期には 400 ～ 900 個前後の巣が確認されている．また，木更津市の小櫃川河口には，行徳鳥獣保護区と並んで大きなコロニーが確認されており，最盛期には 80 ～ 250 個前後の営巣が確認されている．なお，これら 2 箇所の営巣地では，全国的にカワウの個体数が増加し始めた 1990 年代後半以降から営巣が確認されており，毎年安定して営巣が確認されている（加藤七枝氏私信）．一方，かつては営巣が確認されていなかったが，近年営巣が確認されるようになった地点も認められている（表 2）．市原市の山倉ダムでは，2008（平成 20）年の冬期よりカワウの飛来が確認され，ほぼ同時期から営巣が確認されるようになった．また，銚子市内のゴルフ場では，2008 年冬期からカワウが飛来するようになり，2010（平成 22）年の春期より営巣が確認されている．さらに，印西市の戸神川調整池においては，以前から多くのカワウが塒として利用していたものの，営巣が確認されるようになったのは 2010（平成 22）年の春期からである．なお，これらのすべての地点では 2013（平成 25）年の春期の時点でも営巣が確認されており，行徳や小櫃川の営巣地と同様に，今後も営巣地として定着し，継続して利用される可能性がある．

このように，かつて絶滅を危惧されていたカワウは急速に個体数を増加させ，県内広域に営塒・営巣場所を拡大させている．一方で，高止まりではあるものの，近年ではカワウの生息数がほぼ安定してきたようにも見受けられる（表 1）．県内におけるカワウの個体数は 2000 年代前半にピークに達し，それ以降はほぼ横ばい，ないし微減傾向が認められる（千葉県 2013）．特に，行徳鳥獣保護区においては，2002（平成 14）年に最多の約 5600 羽が確認されて以降，個体数が減少している（千葉県 2013）．

千葉県では，千葉県レッドデータブックにおいてカワウを一般保護生物（D）に指定している（千葉県 2011）．これは，過去のカワウの個体数の記録（中村 1971，福田 2002 など）に基づき，その減少率などを基に，科学的に判断されたものである．

カワウの分布拡大に伴う農林水産業への被害の発生と拡大

1　カワウによる水産業に対する影響

魚類を専食するカワウは，その個体数が増加に転じた 1990 年代以前から漁業者にとって最大の有害鳥であったとされる．現

表１　千葉県カワウ生息状況等調査により把握されている千葉県内のカワウの生息数（平成 17 ～ 24 年度）（次ページにつづく）

平成 23 年 3 月の“*”については，東日本大震災により調査が実施できなかった地点．

年（平成）	17 年	18 年			19 年			20 年			21 年			22 年			23 年			24 年			25 年
地点名　月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月
行徳鳥獣保護区	1,518	2,810	3,087	1,716	1,433	2,738	1,723	1,742	2,872	1,262	1,506	2,353	1,433	1,433	2,879	1,043	1,096	3,655	1,048	1,938	3,243	1,272	2,155
小櫃川河口	0	377	850	0	789	463	0	862	362	56	1,097	1,180	39	859	601	77	1,295	27	22	659	313	3	889
花見川河川敷	103	39	47	98	47	22	91	13	47	60	29	10	41	22	52	53	*	9	49	11	6	99	10
山倉ダム	0	0		0						98	130	33	79	202	62	125	255	45	195	350	172	289	320
木更津木材港	511	22	31	1,178	243	31	505	27	21	1,073	22	24	635	37	30	279	5	481	2,139	144	594	822	45
養老川河口鉄塔	3	21		5	5																		
二俣運河	36	4	87	36	29	62	52	8	47	83	3	43	42	0	8	27	5	10	0	0	17		0
姉崎海岸	284	816	361	650	353	377	520	265	234	455	114	119	336	87	131	325	86	132	249	86	177	276	88
谷津三角干潟	0	0	74	0	0	21	0	0	79	0	0	143	3	0	71	1	0	30	0	0	60		
印旛沼北部調整池	12	111	47				4	65	162	0	143	81	3	18	99	8	129	91	312	292	74	381	181
甚兵衛広沼	10	65	29	191	25	50	76	9	28	115	19	19	101	66	13	134	78	20	56	4	23	18	7
戸神調整池	1,245	134	0	1,716	80	0	1,304		0	736	29	0	1,580	132	0	1,072	559	1	326	454	26	1,888	414
長柄ダム	0																						
夷隅川岬町桑田	217	172	150	215	216	55	2		0	112	83		211	86	0	50	*	0	109	199	0	241	243
富津新富②	1,619	1,336	625	1	0	0	0													92	852	582	415
印旛沼西部調整池北岸	276	59	3	11	25	17	109	27	83	181	87	70	109	61	72	274	*	85	176	63	100	79	48
養老川安須	76	35	34	51	19	32	51	0	3	41	13	3	43	4	2	41	*	*	0	4	10	2	1
作名ダム	287	465	120	318	406	113	418	315	124	357	171	194	293	202	81	350	*	0	44	0	0	0	0
南白亀川河口	3	0	0	0	64	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	4	*	0	0	0			
手賀沼上沼	48	31	86	52	87	50	47	20	93	45	25	63	13	36	52		25	46	24	25	9	0	56
湊川数馬	1	0	37	122	75	48	0	42	106	0	142	185	67	182	99	0	*	127	0	150	218	58	364
館山市沼	0																		201		150		41
栗山川河口		1,108	244	626	256	212	248	114	1	0	32	1	0	0	0	1	*	1	0	0		0	0
長南町又富			40	30	60		0																
手賀沼下沼			76	179	38	89	148	28	47	99	41	80	47	15	72		15	63	6	3	84	0	5
南部手賀			2	5	0	1	1	1	9	3	0	3	6	2	4		0	2	1	5	0		3
蘇我陸橋鉄塔				90		81	52	32	37	22	7	37	8	3	31	14	6	17		0	28	14	
小久保ダム				282	275	167	306	127	93	0	0		0						16				
ゴルフ場（東庄町）					437	0	10						0										
ゴルフ場（銚子市）										245	213	420	183	371	327	500	516	661	1,604	2,657	620	873	1,316
大網九十根						91		0	0							0	0		0	0			0
養老川馬立							18	3	22	5	4	25	1	1	12	0	1			0	0	0	0
富津公園								279	789	1,796	307	519	1,405	0	581	1,612	276	547	0	0	9	3	0

表１　千葉県カワウ生息状況等調査により把握されている千葉県内のカワウの生息数（平成 17 ～ 24 年度）（つづき）

年（平成）	17 年	18 年			19 年			20 年			21 年			22 年			23 年			24 年			25 年
地点名　月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月
中原堰								90	93	0	0	89	55	94	107	0	0	101	0	0	150	0	
大網白里町									133	68	56	118	98	54	126	0	0	108	0	0	101	13	32
蘇我水路鉄塔										44	16	39	31	0	34	19	0	40	0	3	43	0	
ゴルフ場（香取市）								*	*	480	47	0	1	0	0	0	0	*					
千葉航路																50	14	13	52	14	31	22	2
ときがね湖																			0	0	0	0	0
山武市富口 *																28			84	0	230	0	0
ゴルフ場（いすみ市）																50	14	13	52		9	43	238
合計	6,249	7,605	6,030	7,572	4,962	4,720	5,686	4,070	5,485	7,436	4,336	5,851	6,863	3,967	5,546	6,137	4,375	6,325	6,765	7,153	7,349	6,978	6,873

表２　各コロニーにおける営巣数（平成 17 ～ 24 年度）

営巣確認以前の情報および営巣数が不明の地点については，“－”で表す．なお，期間を通して営巣数を計数できなかった地点は含まない．

年（平成）	17 年	18 年			19 年			20 年			21 年			22 年			23 年			24 年			25 年
地点名　月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月	7 月	12 月	3 月
行徳鳥獣保護区（市川市）	309	901	332	433	408	273	129	756	162	108	839	299	237	879	343	282	654	277	175		317	325	915
小櫃川河口（木更津市）	0	77	6	0	151	3		133	5	10	209	9	0	166	7	37	247	6	6				308
山倉ダム (市原市）	-	-	-	-	-	-	-	-	-	46	47		38	79		40	116		70			111	112
姉崎海岸（市原市）	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
戸神川調整池（印西市）	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23	0	0		0	46	112
新富②（富津市）	18	105	33	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	95
作名ダム（館山市）	24	71	15	23	95	41	50	92	19	75	95	31	37	63	13	25	-	-	4		0	0	0
湊川（富津市）	0	0	0	0	0	0	0	36	-	-	7	-	-	39	-	-	-	-	-		-	2	42
栗山川河口（横芝光町）	-	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
ゴルフ場（長南町）	-	-	14	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
小久保ダム (君津市）	0	0	0	0	24	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
ゴルフ場（銚子市）	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	42	0	0	142	0	0		450	350	250
富津公園（富津市）	0	0	0	0	0	0	0	16	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
中原堰（いすみ市）	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
ゴルフ場（いすみ市）	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	45	57
合計巣数	352	1,159	402	506	679	317	179	1,068	187	239	1198	339	312	1268	363	384	1182	283	255	0	767	879	1,891

在残されている狩猟記録によれば，1923 ～ 1946 年までの間に全国で 168989 羽のカワウが狩猟によって捕獲されている（福田ほか 2002）．すなわち，毎年平均して 7400 羽前後の個体が狩猟により捕殺されていたことになる．特に，1929 年から戦前までの記録に着目すれば，毎年繰り返して駆除が行われていたのは，秋田，山形，千葉，東京，愛知，滋賀の各都県のみであり，愛知県および滋賀県では 2000 ～ 3000 羽，千葉を含めた他の各都県では 400 羽程度の捕獲があった（福田ほか 2002）（図 1）．一般に，カワウは肉や羽毛などの利用価値が低いことから（坪井 2013），捕獲されたこれらの個体は，漁業被害の軽減を目的として駆除されたものであると推察される．

1990 年代後半以降に増加した個体数の代償として，各地でカワウによる被害が発生し，問題が顕在化した．特に，内水面漁業における被害は大きく，各都道府県の内水面漁業協同組合または水産課などへのアンケート調査によれば，カワウの生息が確認された 34 都府県のうち，40%に当たる 32 県では，カワウの生息および増加が確認された 1990 年代以降にアユなどの水産有用種が激減したという結果が得られている（成末ほか 1999）．放流用種苗の多くは各都道府県の孵化場などで生産されているが，これらの多くは継代飼育されたものであり，それによる遺伝的多様性の低下の影響だけでなく，飼育環境下で人の手で飼いならされてしまっていることにより，放流後に野外環境に適応できず，カワウに捕食されやすくなってしまう（たとえば，井口ほか 2008, Awata et al. 2011）．さらに，同所的に生息するオイカワやウグイなどコイ科魚類が少ない水域では，放流されたアユの捕食圧が上がることが示唆されている（芦澤・坪井 2011）．また，カワウ 1 羽は 1 日に 500g の魚類を捕食すると言われているため（全国内水面漁業協同組合連合会 2008），放流魚の多くがカワウの被害を受ける内水面漁協への影響は甚大となる．

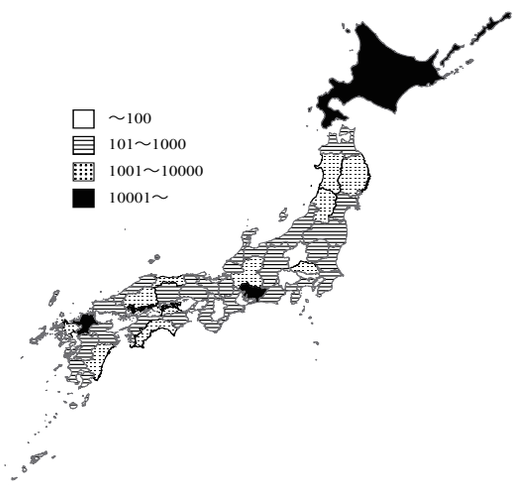

図 1　1923 年から 1946 年の間に各都道府県において狩猟で捕獲されたウ類の総数
福田ほか（2002）を一部改改訂 .

2　林業および景観に及ぼすカワウの被害

水産業と並んでカワウの影響を受けているのが林業である．カワウは河畔などの樹林にねぐらやコロニーを形成する習性を持ち，ねぐらやコロニーでは，採餌以外の多くの時間を過ごすことから，生息地ではカワウの排泄物が植物や土壌などに付着し，堆積する（石田 2002）．これにより，葉への日照が阻害され，植物体の光合成が阻害されたり（石田 1998），脱水による枯死が生じる（Ishida 1997）．

また, カワウが止まり木にする樹木では，羽ばたきや踏みつけの際や，巣を作る際に巣材として枝葉を折り取ってしまうため，樹木本体へ影響を及ぼす．特に，営巣期である春期は樹木の葉の展開期と重なるため，カワウの営巣行動が樹木へ与える影響は大きいと推察される（石田 1998, 2002）．このように，カワウがねぐらやコロニーを形成した樹林などでは，樹木や群落に対して直接的に影響を及ぼすため，その影響により群落が減退することが知られている（石田　2002）．たとえば，滋賀県の竹生島では，多数のカワウが恒常的に島の樹林部

を使用することによる影響を受け，カワウの営巣地では樹木の多くが枯死してしまった（滋賀県 2013）．これにより，島の景観が著しく悪化するとともに，枯死した樹木の根の部分から土砂の崩落が生じるなどの問題が発生している．さらに，カワウの糞にはリンなどの大量の栄養分が含まれるため，カワウがねぐらやコロニーを形成した場所では，その場所の植物群集だけでなく，土壌に生息する土壌生物群集にまで影響を及ぼすことが明らかになっている（亀田 2001; 石田 2002）．すなわち，カワウがねぐらやコロニーを形成することにより，止まり木となる樹木に影響を及ぼすだけでなく，その場所の森林生態系に対しても影響を及ぼすことになる．景観や森林の崩壊による影響が甚大である竹生島などの一部の地域における報告を除けば，現状ではカワウの営塒や営巣による樹木被害の報告例は少ない．

３　千葉県内におけるカワウによる被害の現状と対策

全国の傾向と同様に，千葉県内においてもカワウの生息数の増加に伴い被害が増加している．特に内水面漁場においてカワウの被害が発生しており，小櫃川，養老川，湊川および夷隅川の各漁業協同組合から被害が報告されている．

県内におけるカワウ被害の多くは，遊漁の対象であるアユが捕食されることによるものである．夷隅川および養老川では，春期にアユが多く捕食されているが，両河川において 4 月にアユの種苗放流が行われており，これらのアユをカワウが捕食している（藍・尾崎 2007）．すなわち，放流種苗そのものがカワウに捕食された場合には，そのまま被害金額に直結すると考えられる．しかしながら，県内におけるカワウの被害実態に関する知見（藍・尾崎 2007）を除けば，内水面漁業が行われている河川における魚類相などの基礎的情報も不足していることから，現状ではその被害金額は明らかにされていない．

さらに，近年では県の沿岸域の漁業においてもカワウによる被害が生じている．これは，木更津市周辺で古くから行われていた「すだて漁業」において報告されているものであり，魚を追ってすだてに入り込んだカワウがその内部で魚類を捕食することにより生じるものである．同様の事例は定置網においても確認されており，漁獲物であるイワシ類，サバ類やマアジが捕食されている（秋山・下村 2012）．すだて漁業においても被害金額などの実態が明らかにはなっていないが，地元の漁業者からカワウに対する苦情などが県や市へ上がってきている．一方，海面におけるカワウの被害については，被害金額の算定方法はおろか，その被害実態もほとんど明らかにされていないため，内水面以上に困難な問題を抱えている．

一方，他県で被害が生じている林業に対する被害については，現在までに報告はない．しかしながら，富津市の富津公園においては，公園内の中の島にある県が所管している森林においてカワウが営巣し，それに伴い，景観被害やマツなどの樹木が枯死するなどの被害が生じている（所管は千葉県君津土木事務所）．また，近年，ゴルフ場におけるカワウの飛来や営巣の報告が聞かれるようになっている．特に，香取市から銚子市の間の利根川流域のゴルフ場においてはカワウがねぐらを形成しており，一部のゴルフ場では営巣も確認されている（千葉県 2013）．一般に，ゴルフ場には森林が多く残されているだけではなく，池が隣接していることが多い．カワウは河畔林などの水辺の樹林を好むため，場内に大小様々な池が作られていることが多いゴルフ場は，カワウの生息に好適な環境である可能性が高い．そこで千葉県では，2009（平

成 21）～ 2011（平成 23）年度の期間に，県内の 134 箇所のゴルフ場を対象に毎年のカワウの飛来の有無や生息状況についてアンケートを実施した．本稿では，それら結果の一部を抜粋する．

アンケートの結果，回答を得られたゴルフ場は，2009（平成 21）年度が 43 箇所，2010（平成 22）年度が 47 箇所，2011（平成 23）年度が 64 箇所であった．また，それらのうちで飛来が確認されているゴルフ場は 2009（平成 21）年度が 21 箇所，2010（平成 22）年度が 31 箇所，2011（平成 23）年度が 38 箇所であり，カワウの飛来するゴルフ場が増加していることが示唆された（図 2）．また，それらの中で少なくとも 13 箇所ではカワウによる被害が発生していることが明らかになった．カワウが飛来することにより，場内の池に生息している魚類が捕食されるだけでなく，糞が場内のグリーンや樹木などに付着することによる植生や景観への被害なども発生している．さらに，少なくとも 4 箇所のゴルフ場では，ねぐらやコロニーが形成されているとの回答も得られている．

また，カワウが飛来・営巣するゴルフ場の近辺においてもねぐらおよびコロニーが確認されていることから，近隣地域におけるねぐらの有無とゴルフ場への飛来の有無との関係が示唆された（図 2）．特に，ねぐらがコロニーに発展している，銚子市内のゴルフ場では，利根川を餌場とし，利根川を挟んで対岸の茨城県のねぐらなどと行き来しているという情報がある（明日香治彦氏 私信）．さらに，2012（平成 24）年度にはいすみ市内のゴルフ場においてもカワウが営巣していることが明らかになった．これらの事例から，カワウが飛来するゴルフ場の場合は，その後にねぐらやコロニーとして利用される可能性が高くなる．

このような現状から，千葉県では，他のレッドデータブックに掲載されている種と同様に，カワウを有害捕獲する際の捕獲許可の申請があった場合には，県自然保護課と協議した上で許可証を交付している．

また，環境省により平成 19（2007）年度にカワウが狩猟鳥獣に指定されて以降，年間 100 ～ 300 羽前後のカワウが県内において狩猟により捕獲されている（図 3）．一方，カワウの銃猟による生息数の低減は難しいこと（須藤 2010，2013），カワウの利用価値が低いことから（坪井 2013），全国的な傾向と同様に，千葉県においても捕獲数は伸びていない（図 3）．

千葉県におけるカワウの生息状況のまとめと今後のカワウ対策の方向性の提案

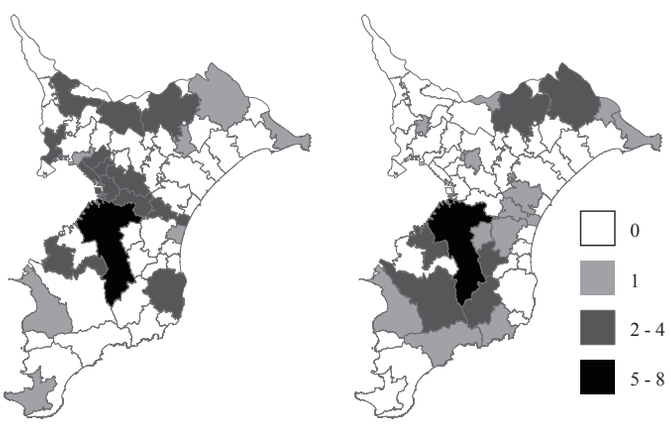

図２　千葉県内においてねぐらおよびコロニーが確認されている市町村（左図）とカワウの飛来が確認されているゴルフ場が所在する市町村（右図）
塗りの濃淡は箇所数を表す．なお，カワウの飛来が確認されているゴルフ場は，千葉県によりカワウの飛来数調査が実施されていない場所も含む．.

前述の結果から，千葉県内においてカワウは1970年代以降に急減し，1990年代後半から個体数を回復・増加させ，分布を拡大してきたことが明らかになった．また，カワウが個体数を増加させ分布域を拡大する過程で，県内の河川において漁業被害が増加していること，また樹木の枯死による公園などにおける景観の悪化や生活被害が拡大する可能性があることが明らかになった．そこで，今後の千葉県におけるカワウ対策の方向性について，以下に整理する．

1　被害の実態把握と被害金額の算定

県内の河川においてカワウによる漁業被害が発生している一方，被害の実態が明らかになっていないため，被害金額が算定できていない．被害金額の算定には，過大評価を防ぐ上でも実際の被害量や金額を反映させるためのカワウの胃内容物などの科学的知見が不可欠であるが（藍・尾崎 2007; 芦澤・坪井 2011），このような知見が不足しているのは千葉県だけではない．そのような状況から，水産庁では平成25年度に各都道府県宛てにカワウの被害量の算定方法についての通知を出している（水産庁 2013）．

これは，下記の式によりカワウの被害量を把握するというものである．

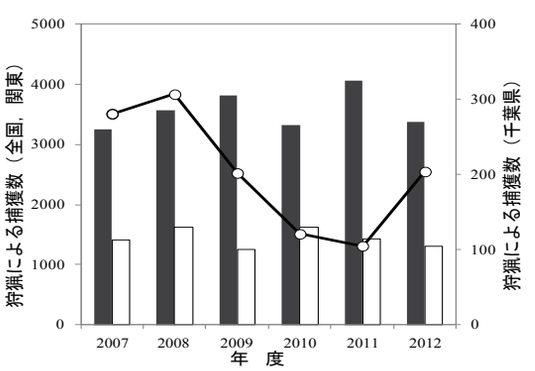

図３　鳥獣統計に基づく狩猟により捕獲されたカワウの個体数の推移
折れ線は千葉県，黒色のバーは全国，白色のバーは関東カワウ広域協議会の構成都県において各年度に捕獲された個体数 ..

（１）河川におけるカワウの飛来数情報を活用する方法
カワウの飛来数×飛来日数×1羽あたり1日の捕食量（500g）×捕食される魚種別重量比×魚種別単価

（２）ねぐら・コロニーでの個体数情報を活用する方法
ねぐら・コロニーでのカワウの個体数×飛来日数×1羽あたり1日の捕食量（500g）×捕食される魚種別重量比×魚種別単価×漁協規模按分係数
※漁協規模按分係数は，放流量や遊漁料収入などをもとに算出．

すなわち，水産庁の通知に基づけば，カワウの被害金額の把握のためには，カワウの個体数と捕食される魚種別重量比の情報が必要とされている．そのため，この方法により被害量を把握するためには，対象水域における魚類相やカワウの胃内容物などを把握する必要がある．山梨県では，アユの放流が実施される4～6月に捕獲されたカワウの胃内容物を基に同時期にカワウに捕食されたアユの資源量を推定しているが，あくまで「アユの資源のうち，どのくらいの量がカワウの胃の中に消えていくか」という着眼点の下に被害量を推定している（坪井 2010）．加えて，放流された魚種以外の魚類の算定には十分な検討が必要であるため，本県のみならず，全国的な課題である．

2　被害防除の推進

河川においてカワウの被害を防除するためには，河川へのカワウの飛来防除，および魚類への被害防除のための対策が有効となる．たとえば，アユの放流する時期をはじめとして，河川にカワウが近づかないように，また魚類を捕食しないように，定期

的に見回りと追い払いを行うことが有効である．特に，追い払いを実施する際には，目立つ格好をしたり，大きな音を立てたりするなどして，できる限りカワウを驚かして人間に対して恐怖心を与えることが有効である（坪井 2010; 山本 2010）ことが，先行研究などから明らかになっている．

また，河川内へのカワウの侵入を防止するために，テグスやビニールテープを張るなどして，カワウが河川に入らない，入りたがらない環境を作ることも効果的である．これは，カワウが飛来した際に羽がテグスなどに触れることによる恐怖感だけなく，ビニールテープが風にたなびいた際に音を立てることにより，視覚だけでなく聴覚に対して恐怖心を植え付けることができるため有効である．なお，テグス以外にもネットを張るなどしてカワウを近づけないようにすることも有効であるが，これにはテグスやビニールテープほど設置が簡易ではないことや安価でないこと，および修理などが容易でないなどの短所もある（坪井 2010）．また，テグスなどにより，カワウを含めた水辺を利用する鳥類を殺傷するなどの事故がないように配慮する必要もある．

カワウの飛来を防除するこれらの対策が有効である一方で，放流された魚類の隠れ場所を併せて設置することにより，より高い被害防除効果が得られる．たとえば，里山などに放棄されている竹などを川に沈めることにより，魚類の避難場所を作ることができる．これはアユだけでなく同所的に生息していると考えられるオイカワやウグイなどのコイ科魚類にとっても有用な隠れ場となることが予想される（山本 2012）．また，カワウはアユだけでなく，同所的に生息している他の魚類についても高い割合で捕食している（亀田ほか 2002; Takahashi et al. 2006; 藍・尾崎 2007）．河川の場合，カワウによるアユの捕食数が多い一方で，アユはカワウにとって必ずしも利用しやすい種ではなく，ウグイやオイカワなどの他魚種が少ないためにアユが多く捕食される傾向が認められている（芦澤ほか 2014）．また，湖沼においても，魚類の種数が多い場所では，漁業上の有用種に対する捕食圧は高くないことが知られている（Engström 2001）．すなわち，河川や湖沼に生息する魚類の生物多様性を高めることは，アユなどの漁業上のへの捕食圧を軽減する上でも有効である（坪井 2010; 山本 2012）．

また，カワウの営巣に伴う樹木の枯死や生活被害を軽減するためには，カワウを「営巣しても良い場所」に追い込み，それ以外の場所を利用させないようにすることが重要となる．これは河川における漁業被害の防除とも関連するが，カワウを追い払う際に追い払う方向を設定し，その方向に向けて追い払いを実施したり，営巣してほしくない樹木にテグスやビニールテープを張ることにより，カワウが利用できる場所を制限するなどによりカワウの行動を制限することによって，カワウの被害を軽減するものである（坪井・芦澤 2011）．カワウの被害を防除するためには，場所や状況に応じてこれらの方法を組み合わせることが有効であろう．

また，前述のとおり，近年ではカワウが内陸部のゴルフ場などにも飛来していることが明らかになった．特に，一部のゴルフ場では，ねぐらやコロニーを形成していることも明らかになっているため，事態は深刻化しつつある．ゴルフ場などの民有地では，カワウの飛来防除を行うだけでなく，ねぐらなどが形成された場合には，その被害を最小限にとどめるために積極的に追い払いを実施すべきだろう．追い払いおよび飛来防除の手法は河川における事例と同様（坪井 2010; 山本 2010）であるが，追い払い後に再定着させないためには，カワウの止まり木を枝打ちやビニールテープ

を張るなどの工夫が必要である．埼玉県の森林公園では，カワウが定着することによりその排泄物の流入，蓄積により池の水質が悪化することが知られているが（中村ほか 2010），同様にゴルフ場においても悪臭や景観被害などのさらなる被害を招きかねない．さらに，場内にねぐらやコロニーが形成されてしまった場合には，巣落としや卵の置き換えなどの繁殖抑制の処置（坪井・桐生 2007）の実施も検討すべきだろう．しかしながら，営巣期は親鳥が巣に執着することから，鳥獣保護法により営巣期における追い払いなどの行為は規制されている．そのため，カワウの巣落としや卵の置き換えを行う際には県の有害捕獲許可が必要となることから，これらの手法は簡易な対策であるとは言えず，対策を行う際には，関係者が協力して取り組む必要があるだろう．

３　総合的なカワウ対策の推進：カワウ被害を拡大させないために

以上のように，千葉県においてもカワウによって様々な問題が生じている．これらの問題は，他県と比較して現状での被害量や金額は少ない可能性はあるものの，被害に困っている被害者がいる以上は看過すべきではない．特に，関東地域においてカワウの個体数が最も多い千葉県は，カワウの個体数の増加によって他の都県へ波及する問題なども考慮する必要があるだろう．カワウは通常では十数 km の移動を繰り返す種ではあるが，それらの中には，千葉県の小櫃川から滋賀県の琵琶湖にまで移動した個体も確認されており，その行動範囲は都道府県の境界を超越することもある（坪井ほか 2009）．県の方針としては，カワウの安易な捕獲は推奨していないが，前述のような被害防除策を徹底した場合においても被害が軽減しない場合などには，個別に捕獲許可の交付などの対応をしている．一方で，捕獲が難しいカワウについては，有害捕獲による対応だけでは効果が現れないばかりか，逆効果になってしまうことすらある（須藤 2013）．このような現状を踏まえ，県としてカワウの今後の対策について，関係者や専門家などの意見を踏まえ，一層議論していく必要があると考えられる．

他の都道府県に先行してカワウの特定鳥獣保護管理計画や保護管理指針が策定されている滋賀県や山梨県では，県が被害を受けている当事者の漁協などと協働で被害防除対策や捕獲事業を実施している（滋賀県 2013，山梨県 2012）．カワウによる水産被害については，現在のところ被害が発生している河川が限定されているものの，今後，被害を拡大させないためにも，漁協などの関係者と緊密に連携して対策を実施していくことはもちろん，山梨県の事例（坪井 2013）にあるように，県だけではなく，市町村も含めた関係する複数の部局が協力して進めていく必要があろう．

また，漁業に対する被害については，漁場において，アユなどの漁業上の有用種の捕食を軽減するための取組として，前述の被害防除だけでなく，同所的に生息する魚類の生物多様性を高めることが必要である（坪井 2010; 山本 2012）．そのためには，産卵や成育場の造成などの取組が有効である（大倉ほか 1996; 中村 2008）ため，今後は被害防除と併せて実施していく必要がある．

一方，多くが民有地であるゴルフ場の場合，すでに被害が生じてしまっている場所に関しては，県が協力して対策を検討していくことが必要となるだろう．また，被害が発生していない，あるいは被害が拡大していない地域に関しては，被害防除のためのマニュアルを作成し，それらを配布するだけでなく，被害対策の講習会などを開催することにより，被害防除の観点の理解を促すだけでなく，カワウ防除を徹底してい

くために協力を促していくことが重要となる．これらの体制は一朝一夕に構築できるものではないが，県もカワウの被害防除に取り組むことにより，被害を受けている当事者に対する協力や理解を促すことにつながっていく（坪井 2010，2013）．そのためにも，まずは県内におけるカワウの被害の実態を把握することが先決であろう．

謝　辞

本報をまとめるに当たり，認定 NPO 法人 バードリサーチの加藤七枝氏，行徳野鳥観察舎友の会の蓮尾純子氏，カワウ標識調査グループの福田道雄氏には，カワウに関する有益な情報および助言をいただいた．心から感謝申し上げる．

引　用　文　献

藍憲一郎・尾崎真澄　2007．夷隅川水系および養老川水系におけるカワウ *Phalacrocorax carbo hanedae* の食性．千葉県水産総合研究センター研究報告，2: 43-51.

秋山清二・下村友季子　2012．定置網によるウ類の混獲．日本水産学会誌，78(6): 1190-1192.

芦澤晃彦・坪井潤一　2011．魚類食害軽減のための繁殖抑制によるカワウ個体群管理．山梨県水産技術センター事業報告書，38: 38-43.

芦澤晃彦・坪井潤一・谷沢弘将　2014．カワウの食性調査に基づく被害対策の効果検証．山梨県水産技術センター事業報告書，41: 46-55.

Awata, S., Tsuruta, T., Yada, T. and Iguchi, K. 2011. Effects of suspended sediment on cortisol levels in wild and cultured strains of ayu *Plecoglossus altivelis*. Aquaculture, 314(1-4): 115-121.

千葉県　2011．カワウ．千葉県の保護上重要な野生生物－千葉県レッドデータブック－動物編．p. 114.

千葉県　2013．平成 24 年度千葉県カワウ生息状況等調査報告書．142 pp.

Cramps, S. and Shimons, K. E. L. 1980. Handbook of the birds of Europe, the Middle east, and North Africa: the birds of the Western Palearctic. Volume 1: Ostrich-Ducks. Oxford University Press, Oxford.

Eerden, M. R. von and Gregersen, L. 1995. Long term changes in northwest European population of cormorants, *Phalacrocorax carbo sinensis*. Ardea, 83(1): 61-79.

Engström, H. 2001. Long term effects of cormorant predation on fish communities and fishery in a freshwater lake. Ecography, 24: 127-138.

藤岡正博　1998．サギが警告する田んぼの危機．*In*: 江崎保男・田中哲夫（編）水辺環境の保全－生物群集の視点から．朝倉書店，東京．pp. 34-52.

福田道雄　2002．日本におけるカワウの繁殖生態．日本鳥学会誌，51(2): 116-121.

福田道雄・成末雅恵・加藤七枝　2002．日本におけるカワウの生息状況の変遷．日本鳥学会誌，51(1)：4-11.

Guruge, K. S., Tanabe, S. and Fukuda, M. 2000. Toxic assessment of PCBs by the 2, 3, 7, 8 −tetrachlorodibenzo−p-dioxin equivalent in common cormorant (*Phalacrocorax carbo*) from Japan. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 38: 509–521.

片野修・森誠一　2005．希少淡水魚の分布と生態．*In*: 片野修，森誠一（編）希少淡水魚の現在と未来－積極的保全のシナリオー．pp. 1-10．信山社，東京．

羽山伸一　2001．野生動物問題．地人書館，東京．250 pp.

浜口哲一・盛岡照明・叶内拓哉・蒲谷鶴彦　1985．ウミウ．*In*: 高野伸二（編）日

本の野鳥．山と渓谷社，東京．p. 32.
浜口哲一・盛岡照明・叶内拓哉・蒲谷鶴彦 1985．ヒメウ．*In*: 高野伸二（編）日本の野鳥 . 山と渓谷社 , 東京 . pp. 36.
樋口広芳･成末雅恵　1997．湿地といきる．岩波書店，東京．123 pp.
井口恵一朗・坪井潤一・鶴田哲也・桐生透 2008．放流アユ種苗を食害するカワウの採餌特性．水産増殖，56(3): 415-422.
印旛沼環境基金　2014．印旛沼および流入河川の水質と汚濁負荷．平成 25・26 年度版いんば沼白書，pp. 44-61.
井関直政・羽山伸一・益永茂樹・中西準子 2000．カワウにおける PCDDs，PCDFs およびコプラナー PCBs の蓄積レベル．環境科学，10(4): 817-831.
井関直政・長谷川淳・羽山伸一・益永茂樹　2002．日本産カワウにおけるダイオキシン類汚染の現状. 日本鳥学会誌，51(1): 37-55.
Ishida A. 1997. Seed germination and seedings survival in a cokony of the common comorant. Ecological Research, 12: 249-256.
石田 朗　1998．カワウの生息が森林生態系に及ぼす影響－カワウ生息地の維持・管理に向けての基礎的研究－．名古屋大学森林科学研究，16 : 75-119.
石田 朗・松沢友紀・亀田佳代子・鳴末雅恵　2000．日本におけるカワウの増加と被害－地域別・問題別の概況と今後の課題－．Strix, 18: 1-28.
石田 朗　2002．カワウのコロニーや集団ねぐらによる森林生態系への影響．日本鳥学会誌 , 51(1): 29-36.
亀田佳代子　2001．動物を介した生態系間の物質輸送．科学と生物，39: 245-251.
亀田佳代子・松原健司・水谷 広・山田佳裕　2002．日本におけるカワウの食性と採食場所選択．日本鳥学会誌，51(1): 12-28.
環境省　2013．特定鳥獣保護管理計画作成のためのガイドラインおよび保護管理の手引き（カワウ編）．202 pp.
中村民男　1971．鵜の森思考．龍が澤，(35)：1-2.
中村智幸　2008．イワナをもっと増やしたい！－「幻の魚」を守り、育て、利用する新しい方法．フライの雑誌社．東京．199 pp.
中村正子・矢部徹・石井裕一・木戸健一朗・相﨑守弘　2010．湖畔林にカワウコロニーが存在する小規模池沼の極端な富栄養化．陸水学雑誌，71:19-26.
成末雅恵・福田道雄・福井和二・金井 裕 1997．関東地方におけるカワウの集団繁殖地の変遷．Strix，15: 95-108.
成末雅恵・松沢友紀・加藤七枝・福井和二 1999．内水面漁業におけるカワウの食害アンケート調査．Strix，17: 133-145.
大倉正・山口光太郎・田中繁雄　1996．荒川におけるウグイの増殖技術について．埼玉県水産試験場研究報告，54: 1-7.
滋賀県　2013．滋賀県カワウ特定鳥獣保護管理計画（第 2 次）．69 pp.
水産庁　2013．平成 25 年 5 月 14 日付水推第 132 号.
須藤明子　2010．カワウの被害と対策．*In*:（財）日本自然保護協会（編）改訂生態学からみた野生生物の保護と法律 生物多様性保全のために . 講談社サイエンティフィク , 東京 . pp.182-183.
須藤明子　2013. カワウにおける個体群管理のための捕獲．*In*: 梶光一・伊吾田宏正・鈴木正嗣（編）野生動物のための狩猟学．朝倉書店，東京．pp. 98-107.
Takahashi, T., Kameda, K., Kawamura, M.

and Nakajima, T. 2006. Food habits of great cormorant *Phalacrocorax carbo hanedae* at Lake Biwa, Japan, with special reference to ayu Plecoglossus altivelis altivelis. Fisheries Science, 72(3): 477-484.

坪井潤一　2010．Let's カワウ対策．全国内水面漁業協同組合連合会，33 pp.

坪井潤一　2013．空飛ぶ漁師カワウとヒトとの上手な付き合い方ー被害の真相とその解決策を探るー．成山堂書店，東京．137 pp.

坪井潤一・芦澤晃彦　2011．山梨県におけるカワウ繁殖コロニー管理．日本鳥学会誌，61(1): 38-45.

坪井潤一・桐生 透　2007．卵の置き換えがカワウの繁殖成功および個体数に与える影響．日本鳥学会誌，56(1): 33-39.

坪井潤一・福田道雄・加藤七枝・斉藤成人・石田朗・須藤明子　2009．標識されたカワウの本州内陸部への移入．日本鳥学会誌，58(2): 171-178.

Wires, L. R. and Cuthbert, F. J. 2006. Historic populations of Double-crested cormorant (*Phalacrocorax carbo auritus*): Implications for conservation and management in the 21st century. Waterbird, 29(1): 9-37.

山梨県　2012．第 2 期山梨県カワウ保護管理指針．18 pp.

山本麻希　2010．カワウに立ち向かう 2 〜基礎から実践へ〜．全国内水面漁業協同組合連合会，43 pp.

山本麻希　2013．カワウの個体群と生息地の管理技術．*In*: 羽山伸一・三浦慎吾・梶光一・鈴木正嗣（編）野生動物管理ー理論と技術ー．文永堂出版株式会社，東京．pp. 457-467.

全国内水面漁業協同組合連合会　2008．カワウ食害の試算．全国内水面漁業協同組合連合会，東京．

著　者：鈴木規慈　〒 260−8682　千葉市中央区青葉町 955−2　千葉県立中央博物館内　千葉県環境生活部自然保護課自然環境企画室生物多様性センター　n.szk102@pref.chiba.lg.jp

"Current status and problem for great comorant in Chiba Prefecture, Japan." Noriyasu Suzuki. Chiba prefectural Biodiversity Center, Aoba-cho 955-2 , Chuo-ku, Chiba 260-8682, Japan. E-mail: n.szk102@pref.chiba.lg.jp.

千葉県生物多様性センター研究報告投稿規定

１．　「千葉県生物多様性センター研究報告」は，千葉県および関連した地域の生物多様性に関連する分野の原著論文，総説，調査報告，研究ノート，資料紹介，書評，資料目録などを掲載する．

２．　投稿者は千葉県生物多様性センターの職員や連携する研究者などの関係者とする．ただし，それ以外の者でも千葉県環境生活部自然保護課が適当と認めた者は，投稿者となることができる．

３．　原稿の採否は千葉県環境生活部自然保護課が決定する．審査に当たっては，千葉県生物多様性センターが当該分野の研究者に査読を依頼する．論文の内容および体裁に問題があると判断された場合，投稿者に修正または再考を求める場合がある．

４．　上記以外の事柄については千葉県生物多様性センターが決定する．

千葉県生物多様性センター研究報告　第9号

発行日　　2015年3月31日
発行者　　千葉県環境生活部自然保護課
編集者　　千葉県環境生活部自然保護課自然環境企画室生物多様性センター
〒260-8682　千葉市中央区青葉町955-2　千葉県立中央博物館内
電話043-265-3601 / ファックス043-265-3615
URL　http://www.bdcchiba.jp/
本誌掲載内容の無断転載は固くお断りします．

千葉県生物多様性センター研究報告　　第9号　2015年3月

目　次

調 査 報 告

千葉県印旛沼水域において平成26年度に確認されたカミツキガメの産卵巣、及び卵の被食・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・髙山順子・松沢陽士　1

千葉県におけるニホンジカの捕獲状況および栄養状態モニタリング−2013（平成25）年度−・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・鈴木規慈・萩原妙子　9

千葉県におけるキョンの捕獲状況および栄養状態モニタリング−2013（平成25）年度−・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・鈴木規慈・大澤浩司・久保田尚　17

千葉県におけるカワウの生息状況と今後の課題・・・・・・・・・・・・・・・鈴木規慈　25