朱鹮 (*Nipponia nippon*) 种群生存力分析*

李欣海 李典谟

(中国科学院动物研究所, 北京 100080)

路宝忠 翟天庆

(陕西朱鹮保护观察站, 陕西洋县 723300)

摘要 到目前为止, 只有一个野生朱鹮群体幸存下来, 而且它的种群大小自 1981 年重新发现以来, 一直在 20 只以下波动。本文应用种群生存力分析的方法, 借助漩涡模型, 根据朱鹮 14 年的种群数据, 总结和预测了其种群动态, 并着重研究了朱鹮的濒危程度。结果显示, 按过去 10 余年的生存状况, 朱鹮在 50 年内绝灭的可能性是 98.5%, 平均绝灭时间为 15.72 年。现存种群数量很低, 所以种群统计随机性对其命运有很大影响。灵敏度分析表明, 当前的朱鹮种群对意外死亡和生存环境的波动较为敏感。保护工作的优先项目是对猎杀和天敌的控制以及从各个方面提高朱鹮的生活质量。

关键词 保护生物学, 种群生存力分析, 漩涡模型, 朱鹮

Population viability analysis for the Crested Ibis (*Nipponia nippon*) / Li Xinhai, Li Dianmo, Lu Baozhong, Zhai Tianqing // CHINESE BIODIVERSITY. —1996, 4(2): 69~77

Only one wild population of the Crested Ibis (*Nipponia nippon*) survives by now, and its size has been no more than twenty since being rediscovered in 1981. We put forward the population dynamics and endangered level by Population Viability Analysis (PVA) with the help of a computer simulation model—VORTEX model on the basis of the data from 14-year-long monitoring. The result indicated with probability of 98.5 % that the Crested Ibis would be extinct 50 years later. The mean extinction time is 15.72 years. The population is so small that the fate of this species is strongly influenced by demography stochasticity. Sensitive analysis showed that the survival probability was sensitive to catastrophes and environmental variations. Consequently, the prior conservation project is controlling hunting and predating, as well as artificial intervention on behalf of the birds to improve the survival rate.

Author's address Institute of Zoology, the Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100080

Key words conservation biology, population viability analysis, VORTEX model, *Nipponia nippon*

1 种群生存力分析

种群生存力分析是一种新的、正在发展中的研究物种绝灭过程和生存需要的技术^[1]。关于物种绝灭, Shaffer 认为是由于系统压力和随机干扰。系统压力是指大规模的不可避免的强制性作用, 如栖息地破坏、长期气候变化等。随机干扰可分为四个方面, 即种群统计随机性、环境随机性、遗传随机性和灾害随机性^[2]。当系统压力将物种压迫到一个或几个小种群, 其数量低于一定限度, 即最小可存活种群(MVP)时, 各种绝灭因素相互促进, 形成恶性循环, 仿佛

收稿日期: 1994-07-21; 接受日期: 1995-09-25

* 中科院“八五”重大项目子课题“濒危动植物受威胁等级划分原理与方法研究”资助

中科院动物所汪松先生提供了大量资料并协助安排野外考察, 谭耀匡、刘荫增、李义明和郭中伟在野外考察、数据处理和整理成文的过程中提出许多宝贵的建议, 林业部保护司孟沙处长、陈克林处长, 陕西省林业厅曹永汉站长和卢西荣以及朱鹮站许多同志在野外考察期间给予了大量帮助, 美国芝加哥动物协会 R. Lacy 先生提供了漩涡模型软件, 在此一并致谢

是一个绝灭的漩涡,此时随机干扰往往在短时间内发挥作用,导致物种绝灭^[3]。

种群生存力分析包括了多种方法,系统而深入地考察了各种相互作用的导致物种绝灭的因素。一般可以通过5种途径研究种群生存能力,确定其最小可存活种群,即实验、生物地理模式、理论模型、模拟模型和遗传分析^[2]。Lacy 强调由于作用于小种群的各种随机干扰原则上是不可预测的,种群的命运只能描述为种群大小、遗传变异和绝灭时间的概率分布。这个分布可以由以下三种方法得到:对多个种群命运的经验观察、分析模型和模拟模型^[4]。

为数不多的工作给出了种群大小和绝灭概率相关性的经验数据,如 Belovsky^[5], Berger^[6], Thomas^[7]。但这只提供了对几种脊椎动物最小可存活种群数量级的估计^[8]。对于某些特定事例,对观察数据的回归分析会有意义。但种群大小与绝灭概率的关系会随物种、地点和时间的不同而不同。而且,必要的对不受干扰的濒危种群进行长期的观测和有效的数据收集,以计算其最小可存活种群大小,在具体操作上是困难的和不合适的^[4]。

目前的分析模型就各种随机干扰对小种群的作用分别给予了概括和描述。Goodman 模型引入了种群统计随机性和环境随机性对种群平均绝灭时间的影响^[9]。Evens 等的灾害模型描述了灾害与绝灭时间概率分布的关系^[10]。Lande 就遗传变异在不同世代、不同亚种群、不同地理分布型间的分布,提出了许多概括性的公式与模型^[11]。但还没有一个分析模型能够全面综合四种随机因素对小种群的作用^[4]。

模拟模型,如漩涡模型,它将种群动态模拟为有一定发生概率的相互独立的序列事件,表现为种群在多种确定性和随机性因素相互作用下的综合结局。它模拟生死过程和基因代代相传的过程,是在一定概率分布的制约下,通过产生随机数来确定每个个体的生死,确定每个雌体每年产卵(仔)数量、雄雌,确定同一基因位点上的两个等位基因哪一个由亲代传给子代。应用蒙特卡罗随机取样法,漩涡模型得到一个统计的结果^[4]。漩涡模型全面概括了种群统计随机性、环境随机性、遗传随机性和灾害随机性,并引入了密度制约、年龄结构、性比、婚配方式和异质种群(metapopulation)等因素的作用,而且还包括了栖息地变化、捕杀、释放等确定性过程,最大限度地模拟了种群的真实动态,成为进行种群生存力分析、确定优先保护项目和评价濒危动物管理方式的有力工具^[4]。

另外还有几个进行种群生存力分析的模拟模型,基于不同的模型假设,侧重于不同的功能。如 GAPPS、SPGPC^[12]、RAMAS、FORPOP、ALEX、SIMPOP^[13]等。漩涡模型 6.3 版于 1994 年 9 月完成,是目前最为流行的一个模型。

利用模拟模型进行参数的灵敏度分析,是种群生存力分析的重要内容,是方便而又十分有意义的。Seal 等分析了巴厘燕八哥(*Leucopsar rothschildi*)在不同环境容纳量、不同初始种群大小和不同灾害强度下的命运^[14],以及礁鹿(*Odocoileus virginianus clavium*)在不同环境容纳量、不同环境方差和灾害强度下的命运^[15]。Haig 模拟了不同程度的迁入对红顶啄木鸟(*Picoides borealis*)种群生存力的影响^[16]。Armbruster 用他的随机模型研究了不同面积的保护区栖息地内的非洲象(*Loxodonta africana*)的种群动态^[17]。张先锋等在介绍 VORTEX 模型的一文中,模拟了白豕豚(*Lipotes vexillifer*)在不同大小的初始种群、不同死亡率的情况下种群大小和绝灭率的变化^[18]。

本文模拟了不同程度的密度制约、环境方差及灾害等外界因素对种群动态的影响。因出生率、死亡率反映了种群的内在特性,故看作常数(在每次模拟中由符合确定分布的随机数决定),以此为基础进行其它参数的灵敏度分析。

2 朱鹮生存现状

朱鹮属鹮形目, 鹮科, 为中型涉禽^[19]。每年 7 月到次年 1 月为游荡期(或迁徙期), 结群。2~6 月为繁殖期, 选高大乔木单独营巢, 单配。每窝产卵 1~4 枚, 孵化期 26~30 天, 育幼期 45 天。3 年性成熟(部分雌性为 2 年)。浅水、草地处觅食, 主食泥鳅、蝗虫、蟋蟀等^[20-24]。

朱鹮于本世纪初在中国、俄罗斯东部及日本、朝鲜均大量分布^[25], 但在六、七十年代数量锐减。在 1981 年, 日本仅剩 6 只, 且繁殖失败。朝鲜、俄罗斯早已没有发现朱鹮的报道。同年, 刘荫增在陕西洋县重新发现了在中国失踪二十余年的朱鹮^[26], 开始了中国朱鹮保护的历史(下见图 1)。

3 模型的数据输入及分析

输入模型的数据由表 1~7 所示。

表 1 输入漩涡模型的参数值
Table 1 Inputted values of some parameters

模拟次数	Simulation times	100	次	
模拟的时间长度	The scale of time for simulating	50	年	year
汇报结果的时间间隔	Reporting interval	5	年	year
种群个数	Numbers of populations	1	个	
近交衰退类型	Inbreeding depression type	杂种优势	H.	
单配(M)或多配(P)	Monogamous or polygamous	M	单配	
最大产卵数	Maximum clutch size	4	枚	
密度制约(是、否)	Density dependence(Y/N)	Y	是	
最大繁殖年龄	Maximum breeding age	15	年	year
性比(雄性数/总数)	Sex ratio (Male/Male + Female)	0.5		
繁殖率方差与存活率方差的相关性	EV(reproduction) to be correlated with EV(survival) Y/N		N	否
雌性性成熟时间	Minimum female breeding age	3	年	year
雄性性成熟时间	Minimum male breeding age	3	年	year
每个二倍体的致死当量	Lethal equivalents per diploid	3.14		

根据朱鹮站的最新观察结果, 野外 1 个雌性个体 2 年后性成熟并参加繁殖, 但绝大多数个体 3 年后参加繁殖, 少数个体因无合适配偶而繁殖期延后。因模型要求的是均值, 故仍取雌性性成熟时间为 3 年。

漩涡模型用公式 $P(N) = (P(O) \cdot [1 - (N/K)B] + P(K) \cdot [(N/K)B] \cdot N/(A + N))$ 表示参加繁殖的雌性占总体雌性的比率 $P(N)$ 随种群大小 N 的变化。 K 为环境容纳量。 $P(K)$ 为种群达到环境容纳量时参加繁殖的雌体占总成年雌体的比率, $P(0)$ 为种群大小接近零时的比率。 B 表示 $P(N)$ 随 N 的变化强度, 输入值定为 2, 即 $P(N)$ 是 N 的二次方程。 A 表示种群数量极低时寻找配偶的难度造成的配对率降低。朱鹮无此现象, 故取值 0。 $P(K)$ 估计为 50%。因为当前的种群数量接近于零, 所以 $P(0)$ 可按当前种群的数据来计算, 如表 2。

关于朱鹮的繁殖率, 是以每巢出飞的幼鹮数占总巢数的比率计算的。1981~1992 年间: 每巢出飞 1 只的共 8 巢; 每巢出飞 2 只的共 5 巢; 每巢出飞 3 只的共 12 巢; 每巢出飞 4 只的共 3 巢。总计 28 巢, 其繁殖率分别为 0.286(8 巢)、0.179(5 巢)、0.429(12 巢)和 0.106(3 巢)。

12 年中,有 5 巢的出飞数为零,该模型在考虑繁殖密度制约时,认为这是没有参加繁殖的情况。

表 2 朱鹮成体繁殖比率

Table 2 Percentage of breeding individuals in the adult Crested Ibises

时间 Time	1990	1991	1992	1994	均值 Mean	方差 Variation
参加繁殖的个体数/成体数 Number of breeding ones/Number of adults	6/13	6/8	8/10	10/11	30/42=0.714	19.1

朱鹮站 1987 年开始环志工作,以后诸年所有幼鸟全部戴环,所以 1990 年后朱鹮的亚成体、成体才能全部区分开,数量有了明确的记录(表 3)。表 3 数据是朱鹮 1981 年至 1992 年繁殖情况的统计值。其中有 5 窝出飞数为零,该模型在考虑到有繁殖率的密度制约时,认为这是没有参加繁殖的情况。

表 3 朱鹮的环志数^[30]

Table 3 Banding data of the Crested Ibis

时间 Time	当年环志编号 Identifying number of banding	存活情况 Survival data
1987	8701* 8702 8703	8703
1988	8801 8802 8803 8804 8805 8806 8807	8703 8801 8804 8806
1989	8901 8902 8903 8904 8905 8906 8907	8703 8801 8804 8806 8901 8905 8906
1990	9001 9002 9003 9004 9005 9006	8703 8804 8806 8905 8906 9003 9004 9005
1991	9101 9102 9103 9104	8703 8804 8806 8905 8906 9004 9005 9101 9102
1992	9201 9202 9203 9204 9205 9206 9207	8703 8806 8905 9004 9005 9101 9102 9201 9202 9203 9204 9205
1993	9301	8703 8806 8905 900? 9104 9105 920? 920? 920? 9301

* 环志编号的前两位表示年代,后两位表示顺序
The first two digits indicate the banding year; the last two, the order

朱鹮的死亡率是通过它们的环志数计算得出的(表 4)。在表 4 中,1988 年出生的在 2 岁时被鹰击杀 1 只,1989 年的在 1 岁时、1990 年的在 3 岁时分别被人为猎杀 1 只。这是意外死亡,不计入正常死亡率,其影响在灾害中表现。1993 年朱鹮受天敌及人为干扰影响而损失较大,4 对鸟仅繁殖成活 1 只,数据严重偏离均值,因天敌等不良影响在灾害中考虑,不计入繁殖率,故该年的值被删除。

从 1981 ~ 1994 年,朱鹮意外死亡事件 6 起,8 只。其中猎杀 4 次 6 只,鹰捕杀 2 次 2 只,平均每年发生意外事件 0.429 次(N = 14, S.D. = 0.852)。由图 1 可得野外种群数量 14 年的累计值为 208 只年,则平均每次消灭当年个体的 8/(208·0.429) = 10.8%。关于繁

图 1 朱鹮野外种群的数量(年初值)

Fig.1 The wild Crested Ibis population size (values counted at the beginning of the years)

殖率,1981 年乌鸦毁巢;1982 年生境破坏;1983 年巢树被伐;1987 年青鼬毁巢,迁巢后仅出飞 1 只;1992 年蛇上树,咬死 2 只,1 只成活;1993 年蛇、青鼬分别毁巢,使当年繁殖完全失败。14 年间共发生毁巢事件 7 次,存活 2 只,因正常情况下平均出飞率为:未受干扰出飞总数/未受干扰巢数=2.24($N=29$, $S. D. =1.04$),约为 2 只,故毁巢事件改计为 6 次,0 只存活,以迎合漩涡模型的需要。其间巢总数为 41。毁巢事件频率为 0.429($N=14$, $S. D. =0.616$),平均每次毁巢占当年总巢数的 $6/(41 \cdot 0.429)=34.1\%$ 。另外,考虑到冰雹、大风、火灾、持续的干旱、洪水和严重的水域污染等特大灾害的可能性,假定这样的灾害的频率为 50 年 1 次,强度为消灭一半的个体及巢数。灾害情况汇总如表 5。

表 4 朱鹮死亡率
Table 4 Mortality of the Crested Ibis

年龄 Age	死亡率 Death rate/出生时间 Birth time							均值 Mean	方差 Variation
1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993			
0	2/3	4/7	4/7	3/6	2/4	2/7	0/1	17/35 = 0.486	0.228
1	0/1	0/3	0/2	1/3	0/2	2/5		3/16 = 0.188	0.190
2	0/1	0/2	0/2	0/2	0/2			0/9 = 0.000	0.000
3	0/1	0/2	1/2	0/1				1/6 = 0.167	0.250
4	0/1	1/2	0/1					1/4 = 0.250	0.289
5	0/1	0/1						0/2 = 0.000	0.000
6	0/1							0/1 = 0.000	0.000
≥3								2/13 = 0.154	0.211

表 5 朱鹮遭受的灾害
Table 5 Catastrophes on the Crested Ibis

灾害类型 Type of catastrophes	频率 (%) Frequency	当年存活率 (%) Survival rate of the year	当年巢存率 (%) Percentage of survival clutches of the year
盗猎 Poaching	42.9	89.2	100.0
毁巢 ruining nest	42.9	100.0	65.9
大灾害 strong cata.	2.0	50.0	50.0

1994 年初的种群(定为初始种群)年龄结构如表 6 所示:

表 6 朱鹮的年龄结构
Table 6 Age structure of the Crested Ibis

年龄 Age	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
雄性 Male	0*	2*	1	0	0	1	0	1**	0	1**	0	0	1**	0	0
雌性 Female	1*	1*	1	1	1	0	1	0	0	1**	0	0	0	1*	0

* 1 岁、2 岁的个体性别不详,为估计值; ** 8 岁及以后的个体在出生时没有环志,具体年龄不详,亦为估计值
The sex of the individuals of age 1 and 2 are uncertain; the ones who are older than 8 years old had not banded at born time, so their exact ages are uncertain. The uncertain values are guessed as table 6

环境容纳量 K 根据有关专家的意见,栖息地面积和种群密度,定为 200 只,方差 20,当时有 50 对参与繁殖。至于 K 的变化趋势,由于栖息地的开发利用仍在继续,砍树、开荒事件经常发生;另一方面,保护工作如人工投食、植树和恢复冬水田等将综合上述变化,故认为 K 无变化。另外,“捕猎”在灾害中已包含,目前野生种群尚无外来“补充”,所以这两项定为“无”。

4 结果与分析

模拟结果显示:种群的内禀增长率 r 在以雌性的增长为基础、不考虑密度制约、近交压力

和雄性个体的数量限制的条件下,为 0.041;在各种因素的综合作用下,种群达到环境容纳量之前的 r 值为 -0.1243 ($S.D. = 0.5987$)。种群的世代长度为 6.04 年,即平均每 6.04 年种群基因更替一次。种群平均绝灭时间为 15.72 年 ($S.D. = 9.47$)。

在模拟过程中,朱鹮种群的绝灭概率随时间延续稳步长高,50 年后达到 98.5% ($S.E. = 0.0038$)。由此可见,按朱鹮这 14 年的生存状态,它是极端濒危的。种群的基因杂合性从初值 1 降到 50 年后的 0.6773 ($S.D. = 0.3149$)。种群的等位基因数在 50 年中从 30 降至 5.8 ($S.D. = 3.75$)。由此可见,在当前的数量水平上,朱鹮的遗传多样性随世代更替迅速损失,50 年后面临极端严重的近亲繁殖状态。

图 2 中,曲线 1、2、3、4 表示在达到环境容纳量时,参加繁殖的成体百分率分别为 50%、40%、60%、70%,即中等、较大、较小、最小的密度制约下种群的绝灭率。这仅为繁殖率的密度制约。由图还可看出,在当前种群数量极低的情况下,不同程度的密度制约对种群命运的影响并不显著。 t 检验 ($\alpha = 0.01$) 证实,曲线 1、2、3、4 依次比较,没有显著区别。

图 2 不同密度制约下朱鹮的绝灭率

Fig.2 Extinction rate of the Crested Ibis under different degrees of density dependency

表 7 朱鹮在不同灾害频率下绝灭率曲线的初始数据

Table 7 Initial data of the extinction curves of the Crested Ibis under different catastrophes frequency

危害程度 Degrees of catostrophes	频率 Frequency		
	盗猎 Poaching	毁巢 Ruining nests	大灾害 strong catastrophe
基准值 basic values	42.9%	42.9%	2.0%
大灾害 strong catastrophe	52.9%	52.9%	2.5%
小灾害 small catastrophe	32.9%	32.9%	1.5%
极小灾害 very small catastrophe	22.9%	22.9%	1.0%
最小灾害 smallest catastrophe	1.0%	1.0%	1.0%

图 3 显示,不同强度的灾害对应的绝灭率曲线随时间延续而明显分离,表明灾害对种群绝灭率有明显影响。小灾害有效地降低了种群数量,大灾害迅速削弱种群,甚至直接导致绝灭。 t 检验证实:曲线 2 非常显著地大于曲线 1, ($P < 0.01$),曲线 1、3、4、5 依次非常显著地大于下一条曲线 ($P < 0.005$)。

图 3 不同灾害时朱鹮的绝灭率

Fig.3 Extinction rate under different catastrophes

表 8 朱鹮在不同环境方差下绝灭率曲线的初始数据

Table 8 Initial data of the extinction lines of the Crested Ibis under different environmental variation

方差类别 Type of variation	参加繁殖的 比率 Percent- age of breeders	0 岁死亡 率 Mortality at age 0	1 岁死亡 率 Mortality at age 1	2 岁死亡 率 Mortality at age 2	成体死亡 率 Adult mortality	K
1. 基准值 Basic values	19.1	22.8	19.9	0	21.1	20
2. 大方差 High variation	29.1	32.8	29.9	10.0	31.1	40
3. 小方差 Low variation	9.1	12.8	9.9	0	11.1	0
4. 极小方差 Lowest variation	0.1	2.8	0.9	0	1.1	0

图 4 显示,环境方差在种群前 20 年的命运中起较大作用,在后 20 年中作用不大。这是因

为种群以一个较低的数量 15 只开始,在多次模拟中有的绝灭,有的增长到一个相对较大的数。大的方差使这两种极端情况的比率都加大,数量变化不大的情况的比率减少。结果便是开始几年绝灭率对环境变化非常敏感,几十年后仍存活的几例因种群数量较大而对环境变化的敏感度下降。 t 检验的结果为:曲线 2 显著大于曲线 1 ($P < 0.01$),

曲线 1 显著大于曲线 3, ($P < 0.005$), 曲线 3、4 没有显著区别 ($\alpha = 0.1$)。

图 4 不同环境方差时朱鹮的绝灭率

Fig. 4 Extinction rate of the Crested Ibis under different environmental variation

图 5 曲线 1、2 用以检验模型的可靠性。 t 检验表明两者没有显著区别 ($\alpha = 0.01$)。作为模

图 5 几种不同情况下朱鹮的绝灭率

Fig. 5 Extinction rate of the Crested Ibis under different conditions

曲线 1 表示朱鹮种群经过 1000 次模拟后的绝灭率的平均值。曲线 2 表示经过 100 次模拟后的平均值。曲线 3 表示没有近交衰退的情况下的绝灭率。曲线 4 表示近交衰退类型为隐性致死的情况下的绝灭率。曲线 5 表示初始种群大小为 300, 稳定年龄结构, 较低的环境方差在灾害水平下(图 3 曲线 3 和图 4 曲线 3 的数据)的绝灭率。K 为 300。曲线 6 表示初始值为 15, 最低的密度制约、环境方差和灾害水平下(图 2、3、4 曲线 4 的数据)的绝灭率。

Curve 1 shows the mean values of the extinction rate after simulating for 1000 times. Curve 2 shows those after simulating for 100 times. Curve 3 shows the extinction rate of the population without inbreeding depression. Curve 4 shows the extinction rate of the population whose type of inbreeding depression is recessive lethals. Curve 5 shows the extinction rate of the population with the initial size 300, stable age structure, lower environmental variation and catastrophic degrees (of the data from Curve 3 in Fig. 3 and curve 3 in Fig. 4 separately). The carrying capacity is 300. Curve 6 shows the extinction rate of the population with the initial size 15, lowest density dependence, environment variation and catastrophic degrees (of the data from Curve 4 in Fig. 2, Fig. 3 and Fig. 4 respectively).

拟模型,任何两次模拟的结果都有或大或小的区别,但大量结果的均值是确定的。曲线 1、2 的重合性正说明了这一点。在种群遗传学方面,由于鸟类中尚无对其有害基因数量的全面研究^[16],故引用 Ralls 在兽类方面的研究数据,即每个二倍体平均有 3.14 个致死当量^[28]。曲线 3、4 的结果表明无论是杂种优势型还是隐性致死型的近交压力,结果都同没有近交压力差不多。 t 检验证实曲线 1、2、3、4 间没有显著区别($\alpha=0.01$)。这是因为种群数量极低,仅仅种群统计随机性便对种群命运有很大影响^[9],而且如前面所述,环境、灾害随机性对绝灭率亦有重要作用,在遗传因素几代后发生作用前,种群便在大多数模拟中绝灭了。曲线 5 是为了确定最小可存活种群所进行的模拟。曲线 6 是为了表明大强度保护的作用而进行的模拟。在图 2、3、4 所示的灵敏度分析中,除被研究的变量外,其它变量均固定为正常值(各图曲线 1 的数据)。图 5 的曲线 5、6 则显示了一定的人为保护下各变量都向有利于种群生存的方向发展的综合作用的结果。

5 讨论

朱鹮的命运汲汲可危,有的专家已断言它将绝灭。种群生存力分析的结果也支持了上述观点。然而,种群生存力分析是一个考察物种濒危程度的工具,而不是对种群命运的结论^[13]。

鉴于当前种群对灾害和“环境”变化的敏感性,保护工作的优先重点是确保成体及幼体的存活,减少意外死亡,即加强对捕猎活动的管理和对天敌的控制;以及减轻污染,提高食物丰富度,保证朱鹮的体质,以抵御各种“环境”变化。

朱鹮的保护工作,由陕西朱鹮保护观察站具体负责,正努力进行着。随着经验的积累和经费的增加,保护工作会越来越有成效^[29]。人工投食^[30]、化肥的禁用以及水田、湿地和植被的恢复,将有效地降低环境制约程度,提高环境容纳量,改善朱鹮的生活水平,增强对环境波动的抵抗力,降低种群的环境方差。对栖息地居民的教育,对盗猎分子的严惩,对朱鹮巢区的严密看护,也会大大降低灾害(意外死亡)频率和强度。综合各种努力,以最乐观的参数输入模型进行模拟,结果 50 年后存活的概率为 48%(见图 5),这是给人以很大希望的。而且,北京动物园的 6 只朱鹮已繁殖成功 4 只^[31],洋县饲养场的 11 只年轻的朱鹮也有很大潜力。届时监禁种群的放飞,将是对野生种群的有力支持。另外,必要的国际合作将有利于朱鹮的保护,日本和德国等国家在资金、器材等方面已经给予了大力的支持。

要达到种群的长期存活,必须迅速突破种群数量的“瓶颈”(bottleneck),发展为一个较大的种群,否则近交衰退会导致种群的迅速灭绝^[1,32]。图 5 所示,初始大小为 300 的种群在较低的危害和环境方差水平下,50 年后存活的机会为 92%,杂合性保持 90.9%。尽管这离 Shaffer 的物种长期存活的要求存活 1000 年的概率为 99% 还相去甚远^[2],但在我国目前的条件下,这权且可作为最小可存活种群,来确定保护区域大小^[33]。这个种群大小已超过估计的环境容纳量,所以栖息地(捕食地、巢树、夜宿树等)的建设是不可回避的问题。

参 考 文 献

- 1 Shaffer M L. Population viability analysis. *Conservation Biology*, 1990, 4:39~40
- 2 Shaffer M L. Minimum population size for species conservation. *Bioscience*, 1981, 31:131~134
- 3 Gilpin M E, M E Soule. Minimum viable population: the processes of species extinction. In: M E Soule (ed.), *Conservation Biology*. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates, 1986, 12~34
- 4 Lacy R C. VORTEX: A computer simulation model for population viability analysis. *Wildl. Res.*, 1993, 20: 45~65
- 5 Belovsky G E. Extinction models and mammalian persistence. In: M E Soule (ed.), *Viable Population for*

- Conservation. Cambridge: Cambridge University press, 1987, 35~57
- 6 Berger J. Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinction in bighorn sheep. *Conservation Biology*, 1990, 4:91~98
 - 7 Thomas C D. What do real population dynamics tell us about minimum population sizes? *Conservation Biology*, 1990, 4:324~327
 - 8 Shaffer M L. Minimum viable population: coping with uncertainty. In: M E Soule (ed.), *Viable Population for Conservation*. Cambridge: Cambridge University press, 1987, 69~86
 - 9 Goodman D. The demography of chance extinction. In: M E Soule (ed.), *Viable Population for Conservation*. Cambridge: Cambridge University press, 1987, 11~34
 - 10 Ewens W J et al. MVP size in the presence of catastrophe. In: M E Soule (ed.), *Viable Population for Conservation*. Cambridge: Cambridge University press, 1987, 59~68
 - 11 Lande R, G F Barrowclough. Effective population size, genetic variation and their use in population management. In: M E Soule (ed.), *Viable Population for Conservation*. Cambridge: Cambridge University press, 1987, 87~123
 - 12 Grier J W. Modeling approach for bald eagle population dynamics. *Wildlife Society Bulletin*, 1980, 8:316~322
 - 13 Lacy R C, T W Clark. Population viability assessment of the eastern Barred Bandicoot in Victoria. In: T W Clark, J H Seebeck (eds.), *Management and Conservation of Small Population*. Brookfield, Illinois: Chicago Zoological society, 1990, 131~145
 - 14 Seal U S et al. BalKi starling (*Leucopsar rothschildi*) population viability assessment. 1990, 167~198
 - 15 Seal U S et al. Florida key deer population viability assessment. 1990, 40~70
 - 16 Hail S M et al. Population viability analysis for a small population of red-cockaded woodpeckers (*Picoides borealis*) and an evaluation of enhancement strategies. *Conservation Biology*, 1993, 7:289~301
 - 17 Armbruster P, R Lande. A population viability analysis for African Elephant (*Loxodonta africana*): how big should reserve be? *Conservation Biology*, 1993, 7:602~610
 - 18 张先锋等. 漩涡模型及其在白暨豚种群管理中的应用. 生物多样性, 1994, 2(3):133~139
 - 19 郑作新等. 秦岭鸟类志. 北京: 科学出版社, 1973, 37
 - 20 王中裕等. 朱鹮年活动规律研究. 汉中师院学报, 1993, (2):59~63
 - 21 史东仇等. 朱鹮的食性资料和游荡期的食物丰度. 西北大学学报(增刊), 1991, 21:37~42
 - 22 刘荫增. 濒危和主要经济动物介绍: 朱鹮. 动物学杂志, 1987, 22(1):41~43, 13
 - 23 李福来等. 关于朱鹮繁殖习性的调查. 生物学通报, 1986, (12):6~8
 - 24 翟天庆等. 陕西省洋县朱鹮的分布和数量. 汉中师院学报, 1991, (10):72~74
 - 25 史东仇等. 朱鹮衰亡过程之叙述. 西北大学学报(增刊), 1991, 21:25~30
 - 26 刘荫增. 朱鹮在秦岭的重新发现. 动物学报, 1981, 27(3):273
 - 27 王中裕等. 朱鹮环志情况及其生命表的分析研究. 西北大学学报, 1994, 24(1):1~5
 - 28 Ralls K, J D Ballou, A R Templeton. Estimates of lethal equivalence and cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology*, 1988, 2:185~193
 - 29 曹永汉, 卢西荣. 中国朱鹮保护现状与对策. 中国林业, 1991, (1):28~29
 - 30 路宝忠. 朱鹮的人工投食. 野生动物, 1989, (5):23~24, 33
 - 31 李福来等. 朱鹮迁地保护研究. 生物多样性, 1994, 2(1):24~28
 - 32 Lacy R C. Impacts of inbreeding in natural and captive population of vertebrates: implications for conservation. *Perspectives in Biology and Medicine*, 1993, 36(3):480~496
 - 33 Soule M E, D Simberloff. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation*, 1986, 35:19~40