

长白山国家级自然保护区两栖类动物 道路致死特征分析

王卓聪^① 王云^② 王超^① 罗玉梅^① 黄利亚^①
张睿^① 邵志娟^① 朴正吉^{①*}

① 长白山科学研究院 吉林 133613; ② 交通运输部科学研究院 北京 100029

摘要: 为了解旅游道路交通导致的两栖类致死效应,于2007~2014年在环绕长白山国家级自然保护区的环长白山旅游公路(环区公路)、头道环区公路以及白山公路分别选取1条样线,采用直接计数法统计了交通致死的两栖类种类、数量,以及致死个体处于交通路段的位置,共统计257次,累计调查样带总长2441 km。道路致死两栖类种类有5种,累计致死个体数为7910只,平均致死率为3.34只/km。最容易致死的两栖类动物是中国林蛙(*Rana chensinensi*)、东方铃蟾(*Bombina orientalis*)、中华蟾蜍(*Bufo gargariza*),这3种动物占到致死总数的96.36%;经Moses Test检验,白山公路的致死率、头道公路的致死率及环区公路致死率均与对照土路致死率差异显著(白山公路: $n=67$, $P=0.000$;头道公路: $n=76$, $P=0.000$;环区公路: $n=164$, $P=0.000$)。白山公路与头道公路两栖类致死率差异显著($n=93$, $P=0.010$),白山公路与环区公路的两栖类道路致死率差异显著($n=181$, $P=0.000$);头道公路与环区公路的两栖类道路致死率差异显著($n=190$, $P=0.000$)。两栖类道路致死高峰期在8月份,其次较集中出现在4~6月的繁殖期。从公路年度致死变化来看,2007~2014年期间除了中国林蛙和中华蟾蜍致死率呈小幅波动外,其他种类致死率总体呈下降趋势,只有日本树蟾(*Hyla japonica*)年度致死率差异显著(Kruskal Wallis Test: $\chi^2=18.031$, $df=7$, $P=0.012$);不同月份中华蟾蜍(Pearson: $R=0.939$, $n=7$, $P=0.002$)、中国林蛙(Pearson: $R=0.912$, $n=7$, $P=0.004$)、日本树蟾(Pearson: $R=0.904$, $n=7$, $P=0.005$)致死率与交通量显著相关。本研究认为,两栖类的道路致死率与两栖类种群大小、种群密度、生活史及交通量等都存在显著相关性。

关键词: 道路致死; 两栖类; 交通量; 长白山自然保护区; 道路生态学

中图分类号: S863 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3263 (2015) 06-866-09

Traffic Death of Amphibian on Tourism Highway in Changbai Mountain National Nature Reserve

WANG Zhuo-Cong^① WANG Yun^② WANG Chao^① LUO Yu-Mei^① HUANG Li-Ya^①

基金项目 国家自然科学基金项目(No. 30670389), 交通运输部西部交通建设科技项目(No. 2010 318 221 009), 吉林省科技厅应用基础项目(No. 201205039), 吉林省科技厅自然科学基金项目(No. 20140101019JC);

* 通讯作者, E-mail: piao_1777@sina.com;

第一作者简介 王卓聪, 女, 助理研究员; 研究方向: 野生动物保护与利用; E-mail: 158010799@qq.com。

收稿日期: 2015-01-14, 修回日期: 2015-05-19 DOI: 10.13859/j.cjz.201506006

ZHANG Rui^① TAI Zhi-Juan^① PIAO Zheng-Ji^{①*}^① Changbaishan Academy of Science, Jilin 133613; ^② China Academy of Transportation Sciences, Beijing 100029, China

Abstract: In order to understand the effect of amphibians mortality caused by traffic, one transect survey was conducted on each of the three roads named the Ring road, Toudao road and Baishan road with 2 441 km in length in the Changbai Mountain National Nature Reserve from 2007 to 2014. Total of 7 910 amphibians, belonging to 5 species killed by traffic was recorded by direct counting method on the transects during 257 times survey. The average mortality was 3.34 ind/km (Table 1). The most vulnerable species were Chinese brown frog (*Rana chensinensi*), oriental fire-bellied toad (*Bombina orientalis*) and Asiatic toad (*Bufo gargariza*), they were accounted for 96.36% of the total mortality. The traffic death on each of the tree road was significant difference from the control road (dirty road), for Baishan Road (Moses Test: $n = 67, P = 0.000$), Toudao Road ($n = 76, P = 0.000$); and ring Road ($n = 164, P = 0.000$). The death rates among the three surveyed road were also different significantly, between Baishan road and Toudao Road ($n = 93, P = 0.010$), Baishan road and Ring road ($n = 181, P = 0.000$), Toudao Road and Ring Road ($n = 190, P = 0.000$) (Fig. 2). The highest traffic death occurred in August, followed by breeding period of amphibian between April to June. The traffic death rate of amphibian species from 2007 to 2014 was declined yearly for most species except for the Japan tree toad (*Hyla japonica*) whose death rate varied yearly with significantly difference (Kruskal Wallis Test: $\chi^2 = 18.031, df = 7, P = 0.012$). While the death rates of Chinese brown frog and Asiatic toad showed a small fluctuation yearly from 2007 to 2014 (Fig. 3). The monthly death rate for three amphibian was closely related to the traffic volume, for Asiatic toad (Pearson: $R = 0.939, n = 7, P = 0.002$), Chinese brown frog (Pearson: $R = 0.912, n = 7, P = 0.004$), Japan tree toad (Pearson: $R = 0.904, n = 7, P = 0.005$). We found out the traffic death rate was significantly correlated with the population size, population density, life history of amphibian species, as well as with traffic volume.

Key words: Road mortality; Amphibians; Traffic volume; Changbai Mountain Nature Reserve; Road ecology

道路交通致死野生动物是全球道路生态学关注的重要主题 (Ehmann et al. 1985, Forman 1998, Philcox et al. 1999, Jones 2000, Mumme et al. 2000, Clevenger et al. 2003)。过去的 20 年里, 全球道路密度和交通量在不断增加, 对两栖类致死的影响也持续增强 (Fahrig et al. 1995)。两栖类动物生活史特殊, 从出蛰、产卵、觅食、陆地活动及进入越冬地过程中, 经常要穿过公路, 活动缓慢而且范围较大。因而道路致死可能对两栖类种群的稳定性造成威胁 (Blaustein et al. 1994, Fahrig et al. 1995), 使其成为脊椎动物类群中最易遭受交通致死的类群之一 (Vos et al. 1998)。道路对两栖动物造成

的影响主要包括直接作用和间接作用。直接作用即道路致死 (van Gelder et al. 1973, Wyman et al. 1991, Ashley et al. 1996)、廊道效应 (Reh et al. 1990, Forman 1998, Hels et al. 2002)、生境破碎 (Mader 1984, deMaynadier et al. 1998, Kolosvary 1999, Hels et al. 2001) 等。间接作用, 即边缘效应, 包括非生物环境, 如由土壤 (Alford et al. 1999)、水 (Alford et al. 1999、徐士霞等 2003)、温度 (Corn et al. 2002)、紫外线 (Kiesecker et al. 2001) 等小气候形成所产生的影响; 生物环境包括由植被 (闫永峰等 2008) 和其他动物 (Hamer et al. 2002) 等产生的影响。这些因素的综合作用, 将会威胁两栖

类物种长期的存活,从而导致种群数量的下降(武正军等 2004, 卢自勇等 2012)。

关于道路对动物活动影响的研究,在我国许多科学工作者做了大量的研究。如云南思小亚洲象的野生动物通道监测研究(林柳等 2008)、若尔盖湿地公路对沿线野生动物致死方面的研究(戴强等 2006),若尔盖湿地公路对两栖类的影响(Gu et al. 2011),以及环长白山旅游公路造成两栖类致死的初步报道(王云等 2013a)等。目前,随着长白山区旅游业的快速发展,道路建设不断延伸到生态敏感的自然保护区及周边区域。长白山区域道路修建过程中,路域形成了大量人工挖掘的水塘,这些池塘大多数为两栖类提供了产卵的水环境。长白山区域不同生境中,两栖类在路域繁殖的数量所占比例很大,穿越公路的机率也高。因此,系统研究道路对两栖类的影响非常重要。从长白山森林生态系统生物多样性保护角度,需要了解道路运营对两栖类动物致死的时空特征,分析道路致死的主要因素,探讨减少道路对两栖类致死的措施。这对于维持长白山森林生态系统两栖类动物种群的稳定性具有重要意义。

1 研究区概况

长白山国家级自然保护区(41°49' ~ 42°51'18"N, 127°42'55" ~ 128°16'48"E)位于吉林省的东南部,地跨延边朝鲜族自治州的安图县和白山地区的抚松县、长白县,东南与朝鲜毗邻,面积 1 964.65 km²。属于受季风影响的大陆性山地气候,冬季漫长寒冷,夏季较短,温暖湿润。长白山国家级自然保护区是世界人与生物圈保护地之一,是中国生物多样性丰富区域。有植物 1 619 种,国家重点保护植物 23 种。动物约有 1 586 种,其中两栖类 9 种,爬行类 12 种,鸟类 230 余种,哺乳类 56 余种。属国家重点保护动物 49 种(陈霞等 2010)。两栖动物包括爪鲵(*Onychodactylus fischeri*)、极北鲵(*Salamandrella keyserlingii*)、东方铃蟾(*Bombina orientalis*)、中华蟾蜍(*Bufo*

gargarizans)、中国树蟾(*Hyla chinensis*)、日本树蟾(*H. japonica*)、黑斑蛙(*Rana nigromaculata*)、黑龙江林蛙(*R. amurensis*)和中国林蛙(*R. chensinensis*)。

长白山国家级自然保护区成立于 1960 年,属于森林生态系统和野生动物保护类型的自然保护区。保护区道路根据其功能可分为旅游公路、环区巡护公路、林间车道和观景人行栈道等,公路里程达 499 km。保护区面积 1 964.65 km²,保护区平均道路密度为 0.254 km/km²,保护区的核心区内道路密度为 0.096 km/km²(核心区道路总长 189 km)。20 世纪 80 年代至今,30 年间公路里程从 200 多公里增加到 400 多公里,已有 90% 以上的路面铺设水泥混凝土或沥青路面。

2 研究方法

从 2007 年至 2014 年,在长白山自然保护区相邻 3 个主要道路上,选择海拔、路缘植被、地势等环境条件基本相似的路段为调查样带,分别为白山公路样带长 10 km,环长白山旅游公路(环区公路)样带长 10 km,头道环区公路样带长 8 km,3 个样带海拔范围为 710 ~ 890 m(图 1)。对照样带为白河 0 公里至光明路段白河林业局的运材土路,对照样带长 10 km。该路段自 1975 年形成至今,其运营时间较长,1997 年前是通往长白山旅游地的主要道路。白山公路、环长白山旅游公路和头道环区公路 3 条公路均以道路为界,分为林业事业区和自然保护区。路域两侧以白桦次生林(*betula platyphylla* secondary forest)植被类型为主,其次生人工林(secondary artificial forest)、种植地(vegetation block)和红松阔叶林(korean pine broad-leaved forest)等小面积斑块状分布的植被类型。

每年 4 月至 10 月,在 4 个固定样带(对照样带、白山公路、头道环区公路、环长白山旅游公路),每月进行 4 次道路交通致死调查,记录包括路面及路边坡内致死种类、个体数及致

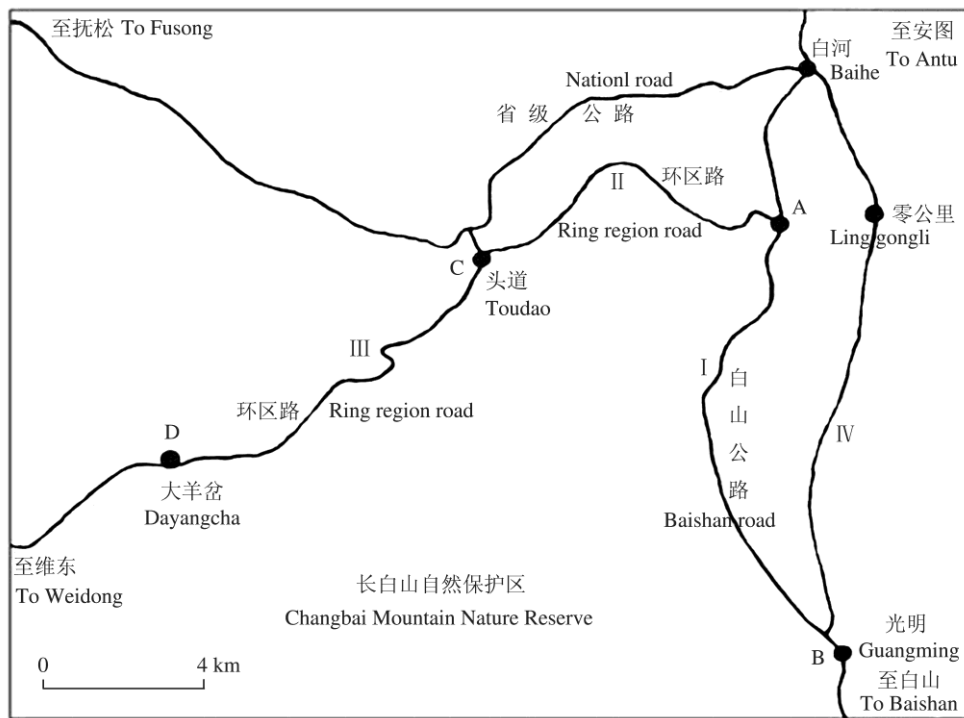


图 1 调查样带示意图

Fig. 1 Sketch map of the research area

I. 白山公路 (旅游公路) A 至 B (10 km); II. 头道公路 A 至 C (8 km); III. 环长白山旅游公路, 即环区公路 (旅游公路) C 至 D (10 km); IV. 对照样带: 零公里至光明 (10 km)。

I. Baishan road (tourist road) A to B (10 km); II. Tou Dao road A to C (8 km); III. Ring Changbaishan region road (tourist road) C to D (10 km); IV. Control transect (dirty road) Linggongli to Guangming.

死位置 (据路侧公路里程桩号)。由于两栖类的迁移和繁殖行为受天气影响比较大 (Hartel et al. 2009), 降雨天气时两栖类动物在林地、湿地与道路之间的移动会有所增加 (王云等 2013b), 因此我们主要在雨后进行针对性的两栖类致死调查。长白山区两栖类从 11 月初到次年的 3 月基本处于冬眠期, 在此期间不做调查记录。

交通量统计站点选择了环长白山旅游公路 (环区公路) 和白山公路, 利用美国生产的便携式交通量记录仪 (Quixote transportation technologies, NC-200, USA) 2 台, 分别布设于上行和下行 2 个车道上, 每月选择一周完整记录通行的车型、通过时间、车速等昼夜交通量参数。

动物致死率以每公里致死的动物个体数计

算, 致死率以平均值 \pm 标准误 (Mean \pm SE) 表示。交通量以每小时通过车辆计数统计。本研究应用 Kolmogorov-Smirnov Z 检验进行数据的分布状态检验, 若符合正态分布, 使用单因素方差 (One-way ANOVA) 分析; 若不符合正态分布, 则使用非参数 Moses Test 方法和 Kruskal-Wallis H 方法进行检验; 道路动物致死率与交通量的关系采用 Pearson 相关性分析。在 SPSS 19.0 软件上完成数据分析和检验。

3 结果

3.1 两栖类动物道路致死种类及致死率

2007 ~ 2014 年统计样带长累计 2 441 km, 统计到致死种类 5 种, 占长白山自然保护区两栖类种类的 5/9, 致死总数为 7 910 只, 平均致

死率为 3.34 只/km (表 1)。致死种类中, 道路致死率最高的是中国林蛙, 其次为东方铃蟾、中华蟾蜍, 极北鲵和日本树蟾致死率较低。其中, 中国林蛙致死数量占总致死数量的 65.84%。

3.2 不同道路两栖类道路致死率

头道公路致死率最高, 为 (4.40 ± 1.81) 只/km, 其次分别为环区公路的 (3.95 ± 1.27) 只/km 和白山公路的 (1.88 ± 0.82) 只/km, 而对照土路致死率最小, 为 (0.31 ± 0.10) 只/km。通过 Moses Test 检验, 白山公路致死率 ($n = 67, P = 0.000$)、头道公路致死率 ($n = 76, P = 0.000$) 和环长白山旅游公路致死率 ($n = 164, P = 0.000$) 均与对照土路致死率差异显著。白山公路与头道公路两栖类致死率差异显著 ($n = 93, P = 0.01$), 白山公路与环长白山旅游公路的两栖类道路致死率差异显著 ($n = 181, P = 0.000$); 头道公路与环长白山旅游公路的两栖类道路致死率差异显著 ($n = 190, P = 0.000$)。由此可见, 不同类型道路的两栖类致死率存在差异性。

3.3 不同年度两栖类道路致死率

经 Kruskal Wallis Test 检验, 5 种两栖类中, 仅日本树蟾的年度致死率差异显著 ($\chi^2 = 18.031, df = 7, P = 0.012$)。中华蟾蜍 ($\chi^2 = 12.126, df = 7, P = 0.096$)、中国林蛙 ($\chi^2 = 12.365, df = 7, P = 0.089$)、东方铃蟾 ($\chi^2 = 11.582, df = 7, P = 0.115$) 和极北鲵 ($\chi^2 = 5.819, df = 7, P = 0.561$) 4 种两栖类在不同年度致死

率差异不显著。除了中国林蛙和中华蟾蜍表现为年间波动幅度显著外, 其他种类致死率在 2009 年以后均表现为逐年下降的趋势 (图 2)。

3.4 两栖类道路致死与交通量的关系

不同月份平均致死率分布见图 3, 中华蟾蜍、中国林蛙和日本树蟾致死率最高出现在 8 月份, 东方铃蟾致死率 6 月和 8 月份出现两个高峰期, 而极北鲵致死率则在 4 月份最高。由此可见, 两栖类道路致死主要发生在 8 月份, 其次在 4~6 月的集中繁殖期。

长白山自然保护区道路交通量呈明显的季节变化, 从 4 月开始逐渐增加, 8 月份的平均车流量最高, 7~9 月为车流量高峰期, 9 月下降, 10 月由于旅游黄金周的影响有所增加 (图 3)。两栖类道路致死率 5 月份比 4 月份呈现下降趋势之后 6 月份又开始增多, 7 月份减少, 致死率的峰值出现在 8 月份, 9 月份下降, 至 10 月份下降到最低 (图 3)。这种变化与两栖类春季迁移、繁殖、夏季生理休眠、陆地生活及越冬迁移等生活周期基本相吻合。

不同月份两栖类动物总的致死率与车流量相关性显著 (Pearson 相关分析: $R = 0.913, n = 7, P = 0.004$); 对不同种类致死率与交通量进行 Pearson 相关分析, 中华蟾蜍 ($R = 0.939, n = 7, P = 0.002$)、中国林蛙 ($R = 0.912, n = 7, P = 0.004$)、日本树蟾 ($R = 0.904, n = 7, P = 0.005$) 的公路死亡数量与交通量极显著相关; 东方铃蟾 ($R = 0.518, n = 7, P = 0.233$) 和极北鲵 (R

表 1 2007~2014 年长白山自然保护区两栖类动物道路致死种类和数量

Table 1 Species and individuals of amphibians traffic death along roads in Changbai Mountain Nature Reserve from 2007 - 2014

物种 Species	总致死数 (只) Number of traffic death (ind)	致死率 (只/km) Mortality (ind/km)
中华蟾蜍 <i>Bufo gargarizans</i>	641	0.27
中国林蛙 <i>Rana chensinensis</i>	5 208	2.19
东方铃蟾 <i>Bombina orientalis</i>	1 773	0.75
极北鲵 <i>Salamandrella keyserlingii</i>	133	0.05
日本树蟾 <i>Hyla japonica</i>	155	0.08

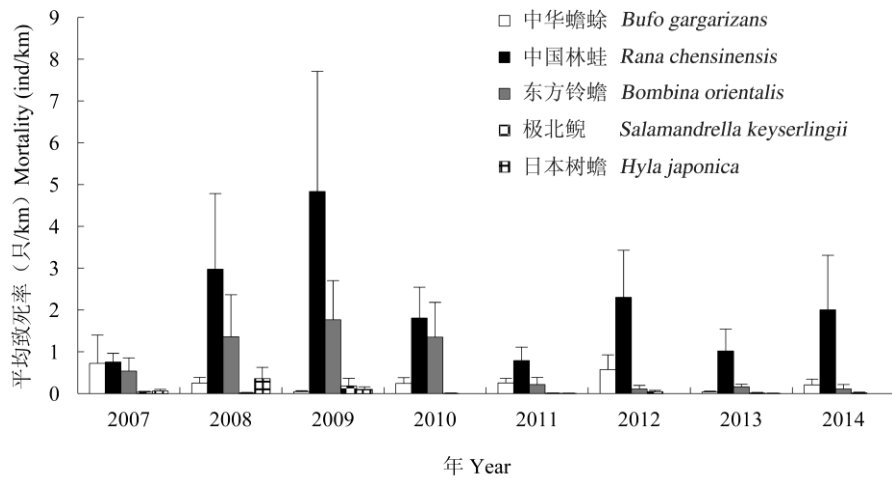


图 2 长白山保护区两栖类道路致死年度分布

Fig. 2 Amphibians mortality in different years along roads of Changbai Mountain Nature Reserve

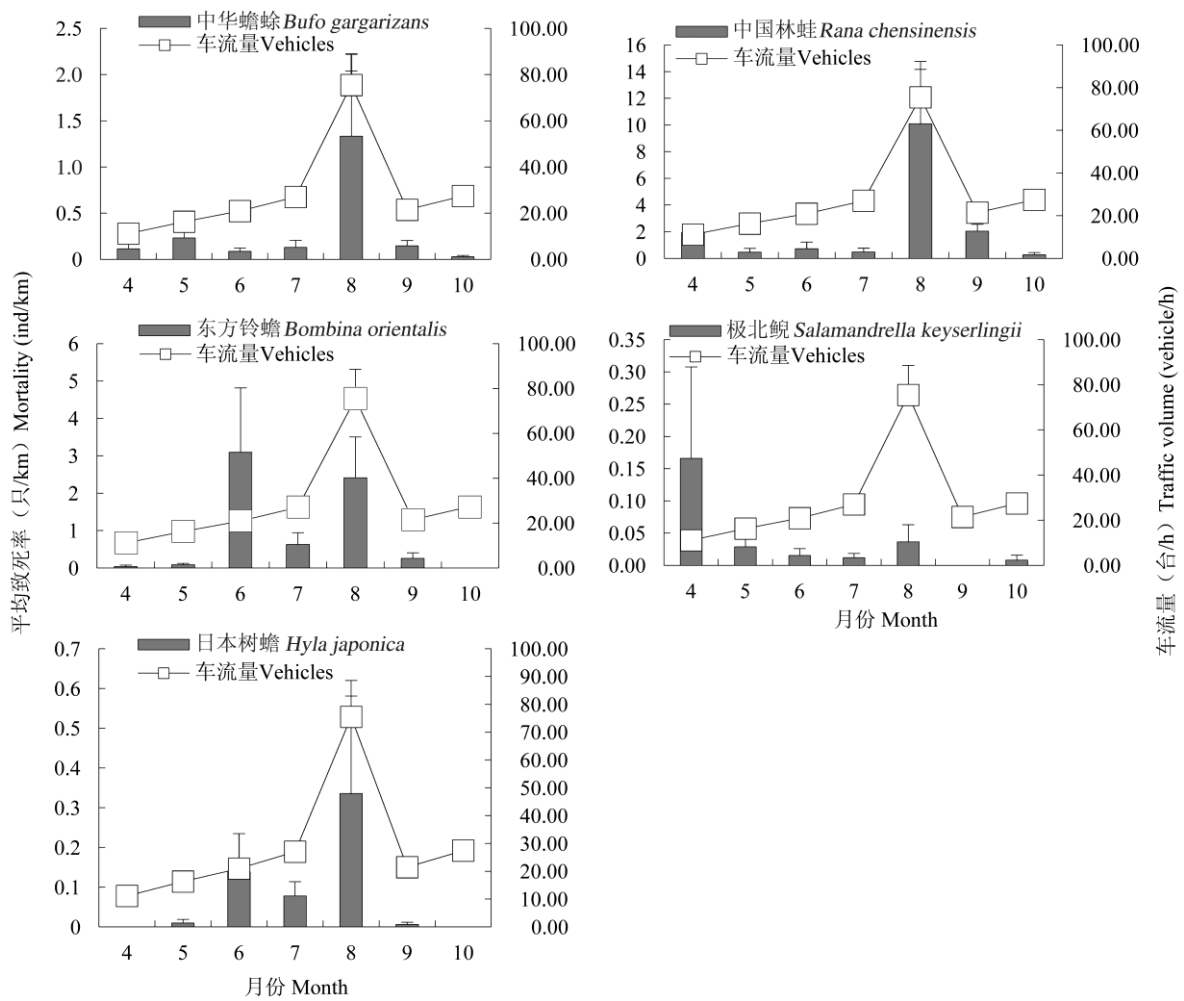


图 3 不同两栖类道路月度致死率与交通量对比

Fig. 3 Comparison between monthly traffic volume and amphibians traffic mortality

= -0.228, $n = 7$, $P = 0.623$) 公路致死率与交通量相关性不显著。

4 讨论

影响两栖类动物种群数量的因素包括栖息地的破坏、捕食者和外来物种的引入、气候变化、疾病、人类消费、污染及自然种群变异性等 (Hels et al. 2001)。许多研究认为, 道路致死是两栖类种群数量的限制因子, 可能导致两栖类动物的种群数量下降 (Hels et al. 2001, Fahrig et al. 1995), 并认为两栖类道路致死与年龄、性别和个体状况无关 (闫永峰等 2008)。本研究认为两栖类的道路致死率与道路类型、路域两栖类种群数量大小、栖息地类型、生活史特征及交通量显著相关。

4.1 两栖类致死率与栖息地关系

我们的研究表明, 不同道路之间两栖类道路致死率差异显著。研究涉及的白山公路、头道环区公路、环长白山旅游公路及对照土路, 其形成时间、运营强度、路面质地、路域植被及公路等级等栖息地特征是两栖类道路致死差异的根本原因。从道路形成时间来看, 白山公路 2000 年改造成混凝土路面, 2009 年改造成沥青路面; 环长白山旅游公路 2007 年底开始扩建, 2009 年 10 月通车运行, 主要连接安图二道白河镇与抚松漫江镇; 头道环区公路 2006 年改造成水泥路面; 对对照样带土路 1975 年形成, 其运营时间较长, 1997 年前是通往长白山旅游地的主要道路。从道路建设到使用年度来看, 2007~2010 年 4 年期间的两栖类动物致死率累计最多; 而且 3 条公路的两栖类道路致死率都比对照土路的致死率高, 这也说明由于公路的建设及公路的营运等不同, 决定了两栖类在不同栖息地致死率的差异性。

4.2 两栖类致死率变化与种群数量的关系

长白山地区比较常见的中国林蛙、东方铃蟾和中华蟾蜍, 占总致死数量的 96.3%。极北鲵也为长白山区优势种, 并广泛分布在不同海拔的植被垂直带中, 但其道路致死率相对较低,

其原因可能是极北鲵个体相对较小, 经车体碾压后尸体不易辨别, 经雨水冲刷或行驶车辆带走及路面清扫等因素, 致死数量难以准确计数。基于这些因素, 我们统计的致死率可能远低于实际致死率。

从不同年度两栖类致死率变化来看, 两栖类道路致死率总体呈下降趋势。我们在调查致死率同时, 也调查了路域两栖类卵团数量状况。通过每年池塘卵数量统计显示, 研究地两栖类卵团呈逐年减少状态, 由此可以推测两栖类数量减少。以往的研究也表明, 长白山地区两栖类的种群数量呈逐年下降趋势 (邱宝鸿等 2010, 罗玉梅等 2015)。以往研究普遍认为, 道路运营是导致种群数量下降的重要因素之一 (武正军等 2004, 闫永峰等 2008, 牛海岗等 2009, 李斌等 2011, 卢自勇等 2012); 我们认为长白山地区两栖类的种群数量减小与道路致死有着直接的关系, 而与由于路域水体变化而导致卵损失有着间接关系。

4.3 两栖类道路致死率与生活习性的关系

长白山自然保护区道路多沿河流分布, 由于筑路取土多在所修道路附近, 路边形成许多水池, 这些水池成为两栖类繁殖的适宜地。两栖类动物通常都会穿越繁忙的公路寻找适宜的生存境, 尤其是在春季繁殖迁移期和秋季的冬眠迁移期, 经常在水陆生境之间移动。因此, 最易遭受交通致死的影响 (Can et al. 2002, Gibbs et al. 2005, 王云等 2013a, b)。

我们的研究表明, 两栖类致死主要发生在出蛰繁殖期 (4~5 月) 和陆地生活期转入迁往越冬地期间 (7~8 月)。不同种类月致死时间与其出蛰时间、产卵时间和越冬地迁移时间基本吻合, 说明两栖类道路致死率与其生活史不同阶段的迁移行为有关。如主要致死种类中, 中国林蛙 4 月中旬开始繁殖, 其致死率 4 月份较高, 5 月份进入生理休眠期, 其致死率下降; 中华蟾蜍 5 月初开始繁殖, 5 月份其致死率高; 东方铃蟾的繁殖期集中在 6 月份, 其致死率在 5~6 月份开始增加。5 种两栖类的道路致死率

在 7 ~ 8 月份进入冬眠前期迁移阶段都明显升高, 直至 9 月份开始下降。

在车流量高峰期的 8 月, 除了极北鲵其他两栖类致死率相对其他月份都高, 致死数量占调查两栖类总致死数量的 57.96%。旅游旺季的 7 ~ 9 月份交通车流量相应增多, 导致两栖类的致死显著增加。另外在 8 月至 9 月初两栖类开始一年中第二次大迁移, 即进入河流开始冬眠期, 这也是两栖类致死增大的另一个重要因素。9 月份长白山的旅客流量开始减少, 车流量相应减少, 对两栖类的致死影响开始逐渐减弱。由此可见, 两栖类不同生活阶段的道路致死率与交通量月变化基本相吻合。

4.5 建议

综上所述, 长白山自然保护区道路两栖类致死率很高, 道路交通对长白山自然保护区两栖类的致死的影响极显著, 如何缓解道路对两栖类动物的负面作用是当前自然保护区面临的重要课题。通过我们的研究, 建议当道路不可避免的经过两栖类的主要栖息地或自然保护区时: (1) 尽量减少保护区内道路的密度、长度、等级、车流量等的同时, 要充分考虑适合两栖类生态通道的建设; (2) 在两栖类密集迁移区域建立护栏或围栏, 以阻止两栖类进入公路并通过围栏引导两栖类进入安全通道, 如桥梁或涵管等; (3) 针对两栖类的不同生理活动时期, 采取时段车流量的限制措施; (4) 在公路附近模拟建立与两栖类栖息环境相似的栖息地加以补偿。

参 考 文 献

- Alford R A, Richards S J. 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30(1): 133–165.
- Ashley E P, Robinson J T. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles, and other wildlife on the Long Point causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field-Naturalist*, 110(3): 403–412.
- Blaustein A R, Wake D B, Sousa W P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology*, 8(1): 60–71.
- Can L W, Fahrig L. 2002. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology*, 15(4): 1071–1078.
- Clevenger A P, Chruszcz B, Gunson K E. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109(1): 15–26.
- Corn P S, Muths E. 2002. Variable breeding phenology affects the exposure of amphibian embryos to Ultraviolet radiation. *Ecology*, 83(11): 2958–2963.
- deMaynadier P G, Hunter M L. 1998. Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine. *Conservation Biology*, 12(2): 340–352.
- Ehmann H F W, Cogger H G. 1985. Australia's endangered herpetofauna: a review of criteria and policies//Grigg G C, Shine R, Ehmann H F W. *The Biology of Australian Frogs and Reptiles*. New South Wales: Surrey Beatty & Sons, 435–447.
- Fahrig L, Pedlar J H, Pope S E, et al. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73(3): 177–182.
- Forman R T T, Alexander L E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1): 207–231.
- Gibbs J P, Shriver W G. 2005. Can road mortality limit populations of pool-breeding amphibians? *Wetlands Ecology and Management*, 13(3): 281–289.
- Gu H J, Dai Q, Wang Q, et al. 2011. Factors contributing to amphibian road mortality in a wetland. *Current Zoology*, 57(6): 768–774.
- Hamer A J, Lane S J, Mahony M J. 2002. The role of introduced mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) in excluding the native green and golden bell frog (*Litoria aurea*) from original habitats in south-eastern Australia. *Conservation Ecology*, 132(3): 445–452.
- Hartel T, Moga C I, Öllerer K, et al. 2009. Spatial and temporal distribution of amphibian road mortality with a *Rana dalmatina* and *Bufo bufo* predominance along the middle section of the Târnava Mare basin, Romania. *North-Western Journal of Zoology*, 5(1): 130–141.
- Hels T, Buchwald E. 2001. The effect of road kills on amphibian

- populations. *Biological Conservation*, 99(3): 331–340.
- Hels T, Nachman G. 2002. Simulating viability of a spadefoot toad *Pelobates fuscus* metapopulation in a landscape fragmented by road. *Ecography*, 25(6): 730–744.
- Jones M E. 2000. Road upgrade, road mortality and remedial measures: impacts on a population of eastern quolls and Tasmanian devils. *Wildlife Research*, 27(3): 289–296.
- Kiesecker J M, Blaustein A R, Belden L K. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410(6829): 681–684.
- Kolosvary M B, Swihart R K. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. *Canadian Journal of Zoology*, 77(8): 1288–1299.
- Mader H J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, 29(1): 81–96.
- Mumme R L, Schoech S J, Woolfenden G E, et al. 2000. Life and death in the fast lane: demographic consequences of road mortality in the Florida scrub-jay. *Conservation Biology*, 14(2): 501–512.
- Philcox C K, Grogan A L, MacDonald D W. 1999. Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 36(5): 748–762.
- Reh W, Seita A. 1990. The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. *Biological Conservation*, 54(3): 239–249.
- van Gelder J J. 1973. A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo* L. *Oecologia*, 13(1): 93–95.
- Vos C C, Chardon J P. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology*, 35(1): 44–56.
- Wyman R L. 1991. What's happening to the amphibians? *Conservation Biology*, 4(4): 350–352.
- 陈霞, 王绍先, 王振国. 2010. 长白山保护开发区生物多样性保护与可持续发展. 长春: 吉林科学技术出版社, 13–14.
- 戴强, 袁佐平, 张晋东, 等. 2006. 道路及道路施工对若尔盖高寒湿地小型兽类及鸟类生境利用的影响. *生物多样性*, 14(2): 121–127.
- 李斌, 栾晓峰, 马武昌. 2011. 高速公路对野生动物的影响及其保护措施研究. *安徽农业科学*, 39(18): 11131–11134, 11222.
- 林柳, 朱文庆, 张龙田, 等. 2008. 云南西双版纳尚勇保护区亚洲象新活动廊道的开辟和利用. *兽类学报*, 28(4): 325–332.
- 卢自勇, 冉景丞. 2012. 两栖动物面临的威胁及保护对策探讨. *环保护科技*, 18(2): 21–27.
- 罗玉梅, 王卓聪, 王超, 等. 2015. 长白山路域两栖类动物损失调查及保护. *北华大学学报: 自然科学版*, 16(1): 112–116.
- 牛海岗, 王宏元, 张育辉. 2009. 酚 A 对中国林蛙蝌蚪生长发育的毒性效应. *生态毒理学报*, 4(3): 408–414.
- 邱宝鸿, 朴龙国, 郑仁玖, 等. 2010. 长白山自然保护区中国林蛙种群现状及增殖措施. *北华大学学报: 自然科学版*, 11(3): 259–262.
- 王云, 朴正吉, 关磊, 等. 2013a. 环长白山旅游公路运营期导致的野生动物致死的初步报道 // 中国环境科学学会. 中国环境科学学会学术年会论文集 (第六卷). 北京: 中国环境科学出版社, 5791–5799.
- 王云, 朴正吉, 关磊, 等. 2013b. 环长白山旅游公路对野生动物的影响. *生态学杂志*, 32(2): 425–435.
- 武正军, 李义明. 2004. 两栖类种群数量下降原因及保护对策. *生态学杂志*, 23(1): 140–146.
- 徐士霞, 李旭东, 王跃招. 2003. 两栖动物在水体污染生物监测中作为指示生物的研究概况. *动物学杂志*, 38(6): 110–114.
- 闫永峰, 李希明. 2008. 道路对两栖类种群的生态学影响. *生物学通报*, 43(9): 10–13.