

# 中国大鲵保护行动计划



JING MAO, CHUNBIN LI, CHENHAOJIA LIU, ZHONG ZHAO, XIANMAO FAN, JIE WANG, QINGHUA LUO, TIAN ZHAO, WENBO WANG, FENG OUYANG, JIYONG WANG, ZHIGANG QIAO, ZHIQIANG LIANG, WUYING LIN, PEI WANG, DAJIE GONG, WEISHI LIU, FANG YAN, ANDREW A. CUNNINGHAM, BENJAMIN TAPLEY, SAMUEL T. TURVEY, and AMAËL BORZÉE



# 目录

序言

主要贡献者

致谢

摘要

1. 简介

2. 背景

2.1 物种概述

2.2 分布，数量，及种群趋势

2.3 威胁、潜在威胁及限制因素

2.4 灭绝风险

2.5 文化价值

2.6 保护管理

3. 长期恢复策略 2024 – 2044

3.1 依据

3.2 中国大鲵保护：障碍、挑战与困难

3.3 愿景、目标与宗旨

3.4 理解与威胁排名

3.5 项目与活动表

4. 参考文献

## 序言

中国大鲵 (*Andrias davidianus*) 属于两栖纲 (Amphibia) 有尾目 (Caudata) 隐鳃鲵科 (Cryptobranchidae), 是中国的特有物种并被俗称为“娃娃鱼”。由于其身体结构在超过 1.6 亿年间没有经历显著变化, 因此被称作“活化石”。中国大鲵在淡水生态系统中扮演着顶级捕食者的角色, 位于食物链的顶端, 并因此对生态系统有着重要的下行效应, 维持着生态系统的稳定和平衡。与此同时, 中国大鲵是国家二级保护动物; 在 1995 年被列入《濒危野生动植物种国际贸易公约》(CITES) 附录 I; 在 1998 年被列为《濒危动物红色名录》中的极危物种 (CR), 并在 2016 年和 2021 年被列入《脊椎动物红色名录》。因此, 中国大鲵也是两栖保护动物的旗舰物种。

中国大鲵受到多种因素的严重影响, 包括栖息地破坏、气候变化、过度开发、病原体、环境污染以及遗传多样性低。虽然野外种群数量较少, 但在养殖场中数量较多。建立自然保护区和再引入是保护它们的两种主要方式。然而, 这些方式的效果并不显著, 因此我们需要改进我们的行动。其中, 不同利益相关者之间的加强协作至关重要。首先, 需要对野外种群和养殖场种群实施进一步的调查, 以了解这些种群的现状这是支持中国大鲵保护的关键基础工作。其次, 需要了解种群之间的遗传关系并确定它们的谱系。现已知中国大鲵由七个不同的谱系组成, 其中一些已经被描述为新物种, 包括华南大鲵 (*A. sligoi*)、江西大鲵 (*A. jiangxiensis*)、和祁门大鲵 (*A. cheni*)。这些物种在自然界中的分布需要被明确。显然, 不同的谱系需要被分开保护。第三, 需加强对野外种群的保护, 和规范养殖场的人工繁育工作和保护性育种工作。为此, 我们需要建立机制以促进中国大鲵的适当归放, 虽已有适当建议, 但尚未有完整的实施指导。

我希望并相信, 新的行动计划将会促进保护中国大鲵的效果。

江建平

中国科学院成都生物研究所

2024 年 8 月 4 日  
在成都



## 主要贡献者

JING MAO<sup>1,2</sup>, CHUNBIN LI<sup>1</sup>, CHENHAOJIA LIU<sup>2</sup>, ZHONG ZHAO<sup>2</sup>, XIANMAO FAN<sup>3</sup>, JIE WANG<sup>4</sup>, QINGHUA LUO<sup>5</sup>, TIAN ZHAO<sup>6</sup>, WENBO WANG<sup>7</sup>, FENG OUYANG<sup>8</sup>, JIYONG WANG<sup>9</sup>, ZHIGANG QIAO<sup>10</sup>, ZHIQIANG LIANG<sup>11</sup>, WUYING LIN<sup>12</sup>, PEI WANG<sup>13</sup>, DAJIE GONG<sup>14</sup>, WEISHI LIU<sup>15</sup>, FANG YAN<sup>16</sup>, ANDREW A. CUNNINGHAM<sup>17</sup>, BENJAMIN TAPLEY<sup>17,18</sup>, SAMUEL T. TURVEY<sup>17</sup>, and AMAËL BORZÉE<sup>18</sup>

<sup>1</sup> 甘肃农业大学资源与环境学院, 中国兰州      <sup>2</sup> 甘肃绿驼铃环境发展中心, 中国兰州      <sup>3</sup> 甘肃省文县碧口镇泰和大鲵养殖基地, 中国      <sup>4</sup> 中国科学院成都生物研究所, 中国成都      <sup>5</sup> 长沙学院生物与化学工程学院, 中国长沙      <sup>6</sup> 西南大学水产学院, 中国重庆      <sup>7</sup> 咸阳师范学院生命科学系, 中国咸阳  
<sup>8</sup> 联合国食及农业组织 / 全球环境基金湿地项目, 中国南昌      <sup>9</sup> 贵阳黔仁生态保护中心  
<sup>10</sup> 河南师范大学, 中国新乡      <sup>11</sup> 湖南省水产科学研究所      <sup>12</sup> 深圳市爱护生态科技有限公司  
<sup>13</sup> 吉首大学, 中国吉首      <sup>14</sup> 西北师范大学, 中国兰州      <sup>15</sup> 东北林业大学, 中国哈尔滨  
<sup>16</sup> 云南大学生命科学学院, 中国昆明      <sup>17</sup> 伦敦动物学会, 英国伦敦      <sup>18</sup> 国际自然保护联盟物种生存委员会两栖类专家组

## 致谢

我们非常感谢香港海洋公园保育基金的慷慨支持。

## 推荐引用格式

Mao J, Li C, Liu C, Zhao Z, Fan X, Wang J, Luo Q, Zhao T, Wang W, Ouyang F, Wang J., Qiao, Z., Liang, Z., Lin, W., Wang, P., Gong, D., Liu, W., Yan, F., Cunningham, A.A., Tapley, B., Turvey, S.T. and Borzée, A. 2024. A conservation action plan for Chinese giant salamanders

## 1. 简介

中国大鲵 (*Andrias* spp.) 是世界上最大的两栖动物。这些大鲵在经济上具有重要意义，并在中国广泛养殖以供食用。尽管中国大鲵在中国历史上曾被广泛食用，但大规模的养殖产业是在 2000 年代初建立的，当时大鲵被从野外捕捞，以补充养殖场存量。然而，中国大鲵的种群在中国大幅下降，主要原因是过度开发以及栖息地的丧失和退化。中国的大鲵曾被认为是单一的广泛分布的物种 (*Andrias davidianus*)，但遗传分析表明大鲵实际上由多个物种组成 (可能至少有七个)。而中部、东部和南部的种群显示了基因上有明显差异的地方种群。目前已有四种物种被科学界正式命名和认可，未来可能会有更多物种被命名。中国政府已经支持放归养殖大鲵作为保护措施，然而，这导致全国范围内非野外的大鲵的放归，进而带来了野生大鲵种群与放归的非野生大鲵种群的杂交风险。如果要让中国大鲵继续在野外生存，我们迫切需要大规模的保护响应措施，并且需要所有利益相关者进行协作和协调的战略。



图 1. 一只圈养在欧洲的中国大鲵，从非法野生动物贸易中被救出。 © Benjamin Tapley / ZSL

## 2.1 物种概述

### 2.1.1 分类学背景

中国大鲵传统上被视为一地理位置上广泛分布的物种，分布在多个河流流域和山地生态区域。在 1924 年，中国大鲵的第二个物种被描述为 (*Megalobatrachus sligoi*, Boulenger 1924)，该描述基于一只在香港植物园发现的标本。据说，这个标本可能是被从附近的中国大陆地区带到香港的(Liu, 1950)。随后，这个物种被毫无充分理由地归为中国大鲵 (*A. davidianus*) (Thorn, 1968)。

多项研究使用了分子工具探究中国大鲵 (*Andrias*) 的种群结构(Murphy et al. 2000; Tao et al. 2005; Wang et al. 2017; Yan et al., 2018; Liang et al., 2019; Turvey et al., 2019; Chai et al., 2022; Marr et al, In Press)。Murphy et al. (2000)、Tao et al. (2005) 和 Wang et al. (2017) 的研究均得出结论，认为中国南部、东部和中部的不同地方的种群在基因上显示出差异。一项更为全面的研究使用线粒体 DNA (mtDNA) 和单核苷酸多态性 (SNPs) 的对野生和养殖大鲵进行了分析，发现存在 5 到 7 个不同物种水平进化枝的有力证据，其中一些仅在养殖场中采样的个体中被发现(Yan et al., 2018)。由于人为介入中国大鲵的运输和放归，这些进化枝并未与特定的地理区域一致(Yan et al., 2018)。随后的研究使用额外的 mtDNA 数据发现了相同的七个进化枝，并使其能与特定的地理区域关联，证明了不同进化枝大多在不同的流域和生态区域独立分布(Liang et al., 2019)。最近的研究基于树和基于对齐的模型对物种界定分析，用 30 个线粒体基因组找到支持至少七个统计学上分辨的中国物种水平进化枝并且模型提供对九个物种水平进化枝的支持。

表 1. 不同研究如何称呼物种水平进化枝概览

物种	根据 Yan et al. (2018)的进化枝	根据 Liang et al. (2019)的进化枝
祁门大鲵	E	E
中国大鲵	B	G
江西大鲵	U2	D
华南大鲵	D	B
目前未命名	A	A
目前未命名	C	F
目前未命名	U1	C

人们尝试从这些数据中得出分类学结论。Turvey et al. (2019)使用历史博物馆标本中近乎完整的线粒体基因组数据，而这些标本采集于大型养殖产业建立和不同大鲵进化枝在人为干预下在流域和生态区域之间迁移之前。在这项研究中，作者能够将之前被 Boulenger (1924) 所命名为 *Megalobatrachus sligoi* 与 Yan et al. (2018) 和 Liang et al. (2019) 所识别的其中一个进化枝关联起来，从而重新确认了 *A. sligoi* 作为一个有效物种的地位。在 2022 年，江西大鲵从在江西省西北部保护区内采集的野生标本中被描述(Chai et al., 2022)。

最近，祁门大鲵从安徽省黄山地区被描述。江西大鲵和祁门大鲵均可以被归类到 Yan et al. (2018) 和 Liang et al. (2019)所报告的进化枝中。未来很有可能会有更多的进化枝在科学上被描述为新物种。



图2. 华南大鲵的正模标本(after Turvey et al., 2019)

## 2.1.2 生物概论

中国大鲵是现存体型最大的两栖动物，身长近两米，体重超过 50kg (Wang et al., 2004)。所有的大鲵物种都有着大而宽扁的头部和小而无眼睑的眼睛，扁平的身体有着明显的纵向褶皱，四肢健壮，并且尾巴大而扁平。它们在颜色上极为多样，从黑色到深红色到多种棕色不等，通常带有斑点(Sparreboom, 2004)。养殖场也同样报告了颜色变种。



图3. 在陕西省生态调查中遇到的一只中国大鲵 © Benjamin Tapley / ZSL.

由于近期分类学修改和限制了与小样本量相关联，这很难总结所有被描述和未描述的大鲵种类的关键形态差异。只有少数的已知出处的标本可以被证实与中国大鲵 (*A. davidianus*) 的进化枝相关联，并且华南大鲵被描述和随后被重新认定是基于一个博物馆标本。在将华南大鲵认定为有效物种的修订中，Turvey et al. (2019) 因此避免了基于如此小的样本量来描述这两个物种的诊断形态特征。已公布的最大的一只中国大鲵身长五英尺九英寸。

江西大鲵被报告为不同于其他大鲵物种通过以下几组特征：1) 头的长度几乎等于头的宽度；(2) 头部和下颌相对光滑，并且有小疣粒不规则分布；(3) 侧颈部褶皱在前肢插



入点处与身体褶皱不连续；(4) 第三指明显长于第一指；(5) 背部呈红棕色或黄棕色，带有大的不规则斑块(Chai et al., 2022)。这一模式组包括全长范围在 55.4-58.9cm 的动物，但在采集点观察到的更大个体长度可达 85cm(Chai et al., 2022)。

祁门大鲵被报告为不同于其他大鲵物种通过以下几组特征：1) 头部和躯干扁平，头部略长于宽，头宽/头长的比例为 0.80-0.98；(2) 头部和下颌相对光滑，排列不规则的小疣粒；(3) 侧颈部褶皱在前肢插入点处与身体褶皱不连续；(4) 第三指长于第一指，指长顺序为  $I < IV < III < II$ ；(5) 四肢粗短，后肢长于前肢，前肢长度/后肢长度 比例为 0.78-0.96；(6) 尾部肌肉发达，尾基部粗壮并逐渐向后部和末端扁平，尾长约占全长的 1/3(Xu et al., 2023)。这一模式组包括一个标本（正模），全长为 97.4(Xu et al., 2023)cm。

### 2.1.3 繁殖行为

注意，以下信息并不特指某一种中国的大鲵物种



图 4. 江西省某一养殖场中的大鲵幼体 © Benjamin Tapley / ZSL

据认为，中国大鲵在5-6岁达到性成熟(Cheng, 1998, Browne et al., 2014)。其繁殖周期具有季节性，性腺成熟发生在春季到夏季之间，当水温升高，食物充足和水流减少时(Zhang et al., 2006; Browne et al., 2014)。中国大鲵通过在水生环境中体外受精进行繁殖，并且在夏末八月和九月产卵(Zhang et al., 2006; Browne et al., 2014)。雄性中国大鲵通过清除沙子来准备巢穴，并向已知的雌性求偶。一旦雌性进入巢穴，繁殖行为包括露头、巢穴检查、追踪、泄殖腔气味识别、口部接触和爬在雌性背部(Wu et al., 2010; Browne et al., 2014; Luo et al., 2018)。雄性会在同一个巢穴和多个雌性进行交配，并且一窝幼崽可以显示出多父性，但会被一个占主导的雄性作为“巢王”保护和照顾(Browne et al., 2014)。卵产下时为5-8mm，完全吸水后增加至15-20mm(Cheng, 1998, Browne et al., 2014)，并且每次繁殖产卵量在300-560枚之间 (Ge & Zheng 1994; Xiao et al., 2006; Liu et al., 1999; Browne et al., 2014)。卵由雄性守护，并且在孵化期间，雄性停止进食(Wu et al., 2010; Browne et al.,

2014)。孵化和幼体发育持续到初冬，幼体孵化长度为3.0cm(Ge 和 Zheng 1990)。幼体会留在巢穴直到冬季最寒冷的时期结束并吸收完卵黄囊，之后才会离开巢穴(Wu et al., 2010; Browne et al., 2014)。幼体在长度达到20cm或者在野外约三岁前都会保留外鳃(Ge & Zheng 1994)。据已知，中国大鲵存活超过55年(Ye et al., 1993)。世代长度大约是15年(Liang et al., 2012)。

## 2.1.4 日常饮食和生态作用

中国大鲵是溪流和河流环境中的顶级捕食者(Song, 1994)。尽管对野生中国大鲵的饮食了解不多，但已有的纪录表明它们会捕食螃蟹、虾、青蛙、鱼类、无脊椎动物、蛇、水鸟和水耗子(Hu, 1987; Song, 1994; Luo and Kang; 2009)。此外，还已知中国大鲵具有同类相食的行为(Song, 1994)。

## 2.1.5 栖息地要求和资源评估

中国大鲵是水生动物，已知它们栖息在干净、凉爽、流速从缓慢到湍急的植被覆盖茂盛的溪流，是陡峭的山谷中(Wang et al., 2004; Chen et al., 2018)。许多剩余的种群与洞穴系统相关联，通常在喀斯特地貌中(Wang et al., 2017; Liang et al., 2019)。中国大鲵栖息的溪流有洞穴和岩石河岸，并且 pH 值为 6-7(Wang et al., 2004; Chen et al., 2018; Tapley et al., 2021)。一项对于放归中国大鲵的单一地点研究发现雄性大鲵表现出选择低碱度的深层微生物境的倾向，而雌性倾向于高水导电性、低溶氧量和铵态氮含量以及缓慢水流的微生物境(Zhao et al., 2023)。幼体则占据低铵态氮含量的微生物境(Zhao et al., 2023)。森林覆盖和硝酸盐是已知的在美国影响隐鳃鲵分布的其他预测因子(Pugh et al., 2016; Jachowski and Hopkins, 2018)，但是尚不清楚这些参数对中国大鲵的重要性。美国的岩石隐鳃鲵微生物境受到了泥沙淤积的不利影响，但泥沙淤积对中国大鲵的影响尚未量化(Fobes, 1995)。

Chen et al. (2018)开发了一个栖息地适宜性模型，使用海拔(190–1,330 m a.s.l.)、森林覆盖、年均降水量( $\geq 732.6$  mm 年均降水量)和年均气温(12.7–16.8°C 年均气温)，这些数据与估计的中国大鲵(*Andrias davidianus*)历史 IUCN 分布范围大致一致(Liang et al., 2004)。



图 5 & 6. 中国大鲵栖息地，贵州梵净山 © Benjamin Tapley / ZSL.

表 2. 生态调查中采集到的活体中国大鲵的地点所收集到的水和环境参数的平均值（及范围）(after Tapley et al., 2021).

变量	平均值 (范围)
海拔 (m)	923 (716–1,076)
水温 (°C)	18.7 (14.2–20.9)
溶氧(mg/l)	8.04 (7.50–8.68)
盐度 (ppt)	0.03 (0.00–0.09)
酸碱度	7.53 (6.46–7.94)
氨(ppm)	0.125 (0.00–2.00)
亚硝酸盐 (ppm)	0.40 (0.0–2.0)
硝酸盐 (ppm)	1.8 (2.0–5.0)
碳酸盐硬度	2.83 (0.3–3.8)
水流量(m/sec)	0.54 (0.09–0.93)

## 2.2 分布、数量及种群趋势

### 2.2.1 历史和当前分布

中国政府支持释放养殖大鲵作为保护措施。这导致了在中国内放归的非本地大鲵极大程度上混淆了对单个物种地理分布数据的解释(Turvey et al., 2018, 2019; Yan et al., 2018; Liang et al., 2019; Shu et al., 2021)。在某些情况下，大鲵被转移到其属的

自然地理范围之外(Shu et al., 2021), 并且在某个地点检测到多达四种不同物种水平进化枝(Shu et al., 2021)。

已知中国大鲵在日本具有侵略性, 并且容易与日本大鲵(*Andrias japonicus*)进行杂交; 在日本河流环境 DNA 调查中检测到了中国大鲵特有的 mtDNA, 并且这些个体表现出了日本大鲵和中国大鲵的中间形态(Matsui et al., 2005; Fukumoto et al., 2015; Hara et al., 2023)。最近在日本发现了圈养的华南大鲵(Nishikawa et al., 2024), 并且在京都附近的河流中发现了中国大鲵(Nishikawa et al., 2024)。在小松岛的一条河中发现了 Yan et al. (2018)的进化枝 U1 / Liang et al. (2019)的进化枝 C 的大鲵(Nishikawa et al., 2024)。这表明在日本发现的中国大鲵有多种来源。此外, 也有未确认的报告称在中国台湾发现了该物种, 但这些尚未得到证实。然而, 一些原计划非法出口到台湾的中国大鲵在福建省被查获(IUCN SSC Amphibian Specialist Group, 2023b)。

**祁门大鲵**(Yan et al., 2018 的进化枝 E / Liang et al., 2019 的进化枝 E)

祁门大鲵的描述基于从 1995 年之前在安徽省祁门县采集的个体(Xu et al., 2023)。据记录, 该物种还在安徽省休宁县和浙江省庆元县发现(Liang et al., 2019)。

**中国大鲵**(Yan et al., 2018 的进化枝 B/ Liang et al., 2019 的进化枝 G)

据已知, 该物种只在四川省的马边彝族自治县、眉山和雅安出现(Liang et al., 2019; Turvey et al., 2019)。

**江西大鲵**(Yan et al., 2018 的进化枝 U2; Liang et al., 2019 的进化枝 D)

目前已知, 该物种仅出现在江西省靖安县九岭山国家级自然保护区(Chai et al., 2022)。该物种还在江西省靖安县和茅坪乡以及广东省连州市有记录(Liang et al. 2019)。

**华南大鲵**(Yan et al., 2018 的进化枝 D; Liang et al., 2019 的进化枝 B)

Turvey et al. (2019)未能可靠的将该物种与中国特定地区关联起来, 但是 Liang et al. (2019)指出华南大鲵(*A. sligoi*)已被记录在重庆市、贵州省和湖南省。该物种的海拔距离被认为是在 390-1, 300m 之间。

**“广西珠江”大鲵**(Yan et al., 2018 的进化枝 A; Liang et al., 2019 的进化枝 A)

在广西省兴安县被报道记录(Liang et al., 2019)。

**“甘肃”大鲵**(Yan et al., 2018 的进化枝 C; Liang et al., 2019 的进化枝 F)

在甘肃省秦州县被报道记录(Liang et al., 2019)。

**“湖南”大鲵**(Yan et al., 2018 的进化枝 U1; Liang et al., 2019 的进化枝 C)

在湖南省隆回县被报道记录(Liang et al., 2019)。

**“青海”大鲵**

1966 年，在青海省曲麻莱县长江源头海拔 4200m 处收集到一只大鲵标本。如果该记录正确，这可能代表了一个与其他已知种群分离的孤立大鲵种群，或是生活在比其他已知种群海拔高 2000 米的物种(Chen, 2011; Fei et al., 2012; Pierson et al., 2014)。在最近的小规模调查中未确认青海大鲵的存在或持续生存(Pierson et al., 2014)，该种群的分类地位仍不确定。

## 2.2.2 数量和种群趋势

即便在高质量栖息地内，中国大鲵的数量自 1980 年代以来可能已经由于当地的消费和/或贸易开发而持续下降(Turvey et al., 2021)。在 2000 年代初期，由于大鲵养殖业的发展，野生种群的下降进一步加剧，并且种群数量由于中国各地捕捉野生动物以补充养殖场而下降(Cunningham et al., 2016; Turvey et al., 2018)。在一些地方，由于地表栖息地的过度开发，幸存的种群现在可能被限制在洞穴中。相比之下，数百万个体存在于养殖场中(Cunningham et al., 2016)。

推测在中国大鲵的分布范围内，种群数量至少下降了 80%。在 2013-2016 年期间，对淡水资源使用者进行访谈记录显示，在超过 2900 名居住在 97 个野外调查点 1 公里范围内的人群中，46.9%的人在其一生中曾见过大鲵，但在整个中国，最后一次目击大鲵的平均时间是在 18.96 年前(Turvey et al., 2018)。在 2013-2016 年进行的广泛生态调查中，仅在四个地点发现了 24 只大鲵个体。这些调查是在适宜的栖息地（通常是在具有地方历史记录地点）进行的，横跨已知的中国大鲵分布范围 (Turvey et al., 2018)。在 25%的研究地点观察到了电捕鱼或使用毒药的证据（这是已知的捕获大鲵的方法）(Turvey et al., 2018; Tapley et al., 2021)。2017 年 6 月和 7 月在青海省进行的中国大鲵调查中未发现该物种的直接证据，尽管有当地居民的目击报告未被验证，最晚的目击时间为 2012 年 (Pierson et al., 2014)。

中国大鲵种群严重分裂，超过 50%的种群被推测为以没有自然扩散的形式零星分布(IUCN SSC, 2023a, b)。在大片适宜的栖息地中，中国大鲵的野生种群现在已经极度减少或被灭绝 (Turvey et al., 2018; Xu et al., 2018; Tapley et al., 2021)。

## 2.3 威胁、潜在威胁及限制因素

### 2.3.1 放归、杂交和疾病

自 2002 年以来，作为中国国家和省级政府一项善意的持续计划的一部分，养殖的大鲵已在中国各地被放归。该放归计划的目的是为了补充野生种群。从 2002 年到 2019 年，至少有 287,840 只养殖大鲵在中国各地被放归(Shu et al., 2021)。然而，这些放归并未通过遗传筛查来指导，在中国各地广泛运输和放归大鲵已经导致了一些地方种群的遗传同质化(Yan et al., 2018)，并引入了非本地物种，在一些地点检测到多达四个非本地物种水平进化

枝(Shu et al., 2021)。至少 10%的中国大鲵的放归被认为是在不适合的栖息地，有些个体甚至被放归到北京，这一地点位于中国本土大鲵分布区东北部 600 公里之外(Shu et al., 2021)。中国大鲵和日本大鲵的杂交种目前在日本的部分地区具有侵略性(Fukumoto et al., 2015; Nishikawa et al., 2024)。鉴于中国的大鲵物种彼此之间比与日本大鲵(*A. japonicus*)的亲缘关系更近，预计中国不同的大鲵物种可能会发生杂交。因此，与已描述和未描述的同属物种的杂交可能对该物种构成威胁。中国水生野生动物保护协会(CAWCA)已承认中国至少有五个大鲵物种，并建议禁止养殖大鲵的放归，除非对动物进行遗传筛查以确认物种身份。不幸的是，目前没有中央机制来确保进行遗传筛查、正确解释结果以及为每个物种确定适当的放归地点。



图 7. 最近放归养殖动物的地点发现的中国大鲵尸体 © Jay Redbond / ZSL

已知虹彩病毒 (Ranavirus) 会导致养殖中国大鲵患病 (Geng et al., 2011; Cunningham et al., 2016)。这种隐患是导致养殖大鲵患病的病原体可能会随着放归的大鲵被无意间释放出去，这会对野生两栖动物构成威胁 (Daszak et al., 2003; Cunningham et al., 2016)。虽然疾病对野外的中国大鲵构成的威胁可能较低，但它一直是历史上捕捉野生大鲵来补充因虹彩病毒爆发而减员的养殖场的驱动因素。随大鲵释放的病原体可能会在释放地点导致同

种或不同种类的生物患病，甚至可能影响生态系统过程、人类健康和生计。国际自然保护联盟（IUCN）已经发布了有关再引入和其他保护性迁地的指南（IUCN SSC, 2013），要求在任何迁地或放归时都要考虑到疾病问题。

不幸的是，目前没有证据表明广泛而有意的将养殖个体作为保护措施放归使得建立起可持续的种群（Shu et al., 2021）。然而，在放归地点已经报告了发现大鲵的死亡案例（图 7；Turvey et al., 2018）。

### 2.3.2 过度开发

中国境内大鲵数量的普遍下降归因于过度开发以满足各种食品市场的需求（Wang et al., 2004; Feng et al., 2007; Dai et al., 2009; Cunningham et al., 2016; Turvey et al., 2018, 2021; IUCN SSC, 2023a,b），以及由于人类对淡水栖息地的改造导致的栖息地丧失和退化，包括污染物排放、水流模式改变以及水坝建设引起的水体浑浊（Wang et al., 2004; Dai et al., 2009）。



图 8. 中国大鲵 (像养殖) 在贵阳的市场中售卖© Benjamin Tapley / ZSL



图 9. 在中国大鲵栖息地电捕鱼 © Thomas Brown / ZSL (left).

图 10. 贵州省保护区捕猎中国大鲵的弓钩 © Benjamin Tapley / ZSL (right)

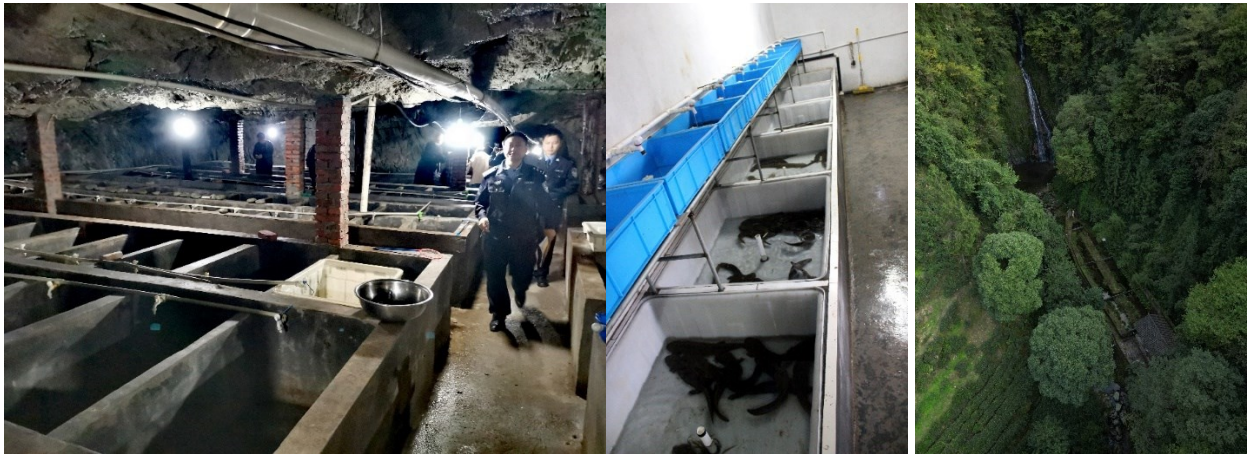


图 11. 甘肃省中国大鲵工业化养殖场 © Benjamin Tapley / ZSL (left)

图 12. 陕西省中国大鲵工业化养殖场 © Benjamin Tapley / ZSL (middle)

图 13. 甘肃省使用“野生型”养殖方法的养殖场 © Chenhaojia Liu (right)

近年来，关于中国大鲵非法国际贸易的报道屡见不鲜，很多动物也曾在美国、英国、菲律宾、韩国、越南和新加坡的非法野生动物贸易中被查获。

从 1980 年代起，大鲵的种群数量在质量较好的栖息地中开始下降，主要是由于当地的消费以及可能为了贸易进行的开发，这比中国大鲵养殖业的发展早了数十年(Turvey et al., 2021)。总体而言，在农村社区的 2,932 名受访者中，有 15.4% 的人曾食用过大鲵，最后一次食用的时间从 1940 年代到 2010 年不等(Turvey et al. 2021)。自养殖业建立以来，开发水平大幅度升级(Turvey et al., 2018, 2021)，其中也包括非法捕捉野生大鲵以补充养殖场库存，这种行为在 2016 年仍然在发生(Cunningham et al., 2016; Turvey et al., 2021)。一项在 2013 年至 2016 年间对中国大鲵养殖业的研究估计，当时全国各地的养殖场内至少有 42,000 只从野外捕捞的成年繁殖大鲵和 164,000 只从野外捕捞的亚成年大鲵(Turvey et al.,



2021)。对城市和农村用户群体的采访表明，为满足城市消费者对高档稀有肉类的需求，全国范围内进行了大规模且几乎不受监管的非法狩猎以补充养殖场的库存(Turvey et al., 2021)。在同一调查中，捕捞证据普遍存在，包括在中国大鲵分布范围内使用弓钩、电捕鱼和毒药的证据，即使在保护区内也是如此(Turvey et al., 2018, 2021; Tapley et al., 2021)。

### 2.3.3 栖息地的丧失和退化





栖息地的丧失和碎片化极有可能对剩余的中国大鲵产生不利影响。中国前五个大规模砍伐森林的省份都在中国大鲵的分布范围内(Ren et al., 2015)，而且已知大鲵与森林覆盖有关(Wang et al., 2004)。近年来，由于水利开发项目、污染、工业化和城市化，优质的中国大鲵水生栖息地在中国范围内急剧减少(Dai et al., 2009)。在青海省调查的许多栖息地由于采矿和侵蚀引起的浑浊而被认为不适合大鲵生存(Pierson et al., 2014)，并且相信中国大鲵已经由于类似的水生栖息地退化而在其典型地区灭绝(Dai et al., 2009)。然而，中国大鲵确实分布大约不同的保护区中。在某些情况下，这些保护区在保护野生种群方面相对有效(例如 Chai et al., 2022)。

### 2.3.4 气候变化

中国大鲵容易受到气候变化的影响。物种分布模型预测，在所有模拟的气候变化情景中，目前预测的适宜栖息地中将有超过三分之二会丧失(Zhang et al., 2019)。此外，预计到2050年，由于气候变化的影响，约25%目前拥有适宜中国大鲵栖息地的国家和省级自然保护区将变得不再适宜(Zhang et al., 2020)。已知气候变化还会影响两栖动物病原体的疾病动态(例如 Price et al., 2019)。然而，目前尚无关于气候变化对中国大鲵的潜在影响的研究尝试去考察对单个中国大鲵物种的影响。

## 2.4 灭绝风险

目前，只有中国大鲵(*A. davidianus*)和华南大鲵(*A. sligoi*)通过IUCN的评估(IUCN SSC Amphibian Specialist Group, 2023a, b)。然而，所有已描述的和推定的物种都可能资格被评估为极度濒危物种，因为除华南大鲵(*A. sligoi*)以外的所有物种的数据都被纳入了中国大鲵(*A. davidianus*)的IUCN红色名录评估中，这是由于在中国大鲵红色名录工作坊举行的分类学不确定性。

<i>Andrias cheni</i>		<p><i>"Listed as Critically Endangered because of an observed drastic population decline, estimated to be more than 80% over the last three generations (the generation length is estimated to be 15 years), due to a decline in the extent of occurrence and habitat quality, over-exploitation which has extirpated subpopulations from areas of remaining suitable habitat, and the possible effects of introduced pathogens and hybridisation from salamander farming operations. Despite the uncertainty surrounding its true distribution and further taxonomic work needing to be carried out, there are sufficient data that demonstrates widespread, severe declines across all Andrias species populations within China due to extensive harvesting for food and habitat loss".</i></p>
<i>Andrias davidianus</i>		
<i>Andrias jiangxiensis</i>		
<i>Andrias sligoi</i>		

框 1. 根据 IUCN 红色名录，不同大鲵物种的灭绝风险。

## 2.5 文化价值



图14. 距今5,000-6,000年的陶瓷花瓶，描绘了中国大鲵的图案，出土于甘肃省。© Benjamin Tapley / ZSL

中国大鲵在中国被描绘和使用已有超过 5,000 年的历史，其中一些最早的图像与黄河流域仰韶文化的陶器有关。中国大鲵被认为在传统医学中有广泛的益处(He et al., 2018)，并且至少已有 2,000 年的历史(Strassberg, 2002)。然而，最近对居住在中国大鲵附近的地方社区的研究发现，虽然中国大鲵曾在传统医学中使用（特别是用于皮肤病），但在本世纪没有报告将大鲵用作这种用途。大鲵也有被食用的悠久历史，最早的人类食用记录可以追

溯到 3,500 多年前(Ebrey, 1996; Browne et al., 2020)。中国的文献还表明, 两只缠绕在一起的中国大鲵可能启发了道教的阴阳符号。

一些研究报告指出来与中国大鲵相关的文化禁忌, 认为大鲵是“脏的”或“不吉利的”这种观念, 可能在历史上限制了其被利用的程度(Cunningham et al., 2016; Turvey et al., 2021)。中国大鲵在与之共村的人类社区中被广为人知, 在中国有 27 个不同的名字或名字变体, 其中 12 个省份有其相关的当地传统、故事和传说(Turvey et al., 2021)。由于大鲵的外貌和据说能发出的哭声, 因此被认为它们与婴儿有一定的联系, 并且有地方流传婴儿(特别是死去的或私生子)变成了大鲵的故事。还有当地的传说认为大鲵会吃掉儿童, 尤其是死去的儿童; 也因此认为大鲵是不吉利的, 会禁止食用它们, 因为它们是从死去的婴儿变来的(Turvey et al., 2021)。大鲵的使用在不同的族群之间有所不同(Turvey et al., 2021)。然而, 从中国大鲵被广泛消费的报道可见, 这些禁忌或负面联想不足以限制其被开发。

## 2.6 保护管理

### 2.6.1. 保护状态

1988 年, 中国大鲵被列为中国国家二级重点保护野生动物, 因此在没有官方许可的情况下捕猎或采集是非法的(Dai et al., 2009), 尽管该法规仅适用于中国大鲵 (*A. davidianus*)。所有大鲵物种自 1975 年以来都被列入《濒危野生动植物种国际贸易公约》(CITES) 附录 I 中。由于其进化历史和全球濒危状态, 该属被认为是全球优先保护对象(Isaac et al., 2012)。2012 年, 习近平主席发起了一项全国范围内的反腐败运动, 旨在减少在官方宴会上消费稀有动物产品, 使得在宴会上消费中国大鲵的需求有所下降(Turvey et al., 2021)。COVID-19 疫情进一步限制了中国国内野生动物产品的贸易, 尽管这些限制并未专门针对大鲵(Borzée et al., 2021)。

自 2002 年以来, 中国政府一直在实施一项中国大鲵的野外重引国家行动计划, 但该重引计划尚未考虑该属的系统地理学(Yan et al., 2018)。目前没有发表的证据表明这些放归计划已经导致了可行种群的建立(Turvey et al., 2018; Shu et al., 2021)。

据报道, 中国大鲵出现在超过 50 个国家、省级和县级自然保护区中, 并且在某些情况下, 大鲵是保护区的主要保护目标。确定这些保护区是否有效保护中国大鲵是具有挑战性的。据知, 放归的养殖个体会出现在保护区内(例如, Luo et al., 2009), 这些放归可能包括当地非本土的中国大鲵物种。据报道, 近年来中国大鲵的放归已减少(IUCN SSC 两栖动物专家组, 2023a)。然而, 最近有报告指出中国大鲵的盗猎行为仍然发生在保护区内(Tapley et al., 2015, 2021)。据报道, 湖南大鲵救援中心正在对华南大鲵 (*A. sligoi*) 和中国大鲵 (*A. davidianus*) 进行保护性繁育(IUCN SSC 两栖动物专家组, 2023a), 并且有人呼吁在中国建立更多的设施以进行所有中国大鲵物种的保护性繁育(Turvey et al., 2018, 2019)。

### 3. 长期恢复策略 2024-2044

#### 3.1 依据

中国大鲵分布广泛，面临的威胁多样化，解决这些问题将需要许多不同利益相关者的积极参与。目前已有足够的基础证据可以采取行动，以防止已命名和未命名的大鲵的迫在眉睫的灭绝。为此，两家非政府组织——绿驼铃和伦敦动物学会，与中国科学院合作，于2023年10月在兰州举办了一次中国大鲵保护研讨会(Mao et al., 2024)。这次多利益相关方研讨会汇集了来自中国各地具有大鲵研究专长的32位利益相关者，包括来自地区和国家政府、企业、非政府组织和学术界（包括遗传学、生态学和保护研究）以及IUCN SSC两栖动物专家组的成员。在这32位参与者中，有29位是中国籍，从而确保了该行动计划由本地主导。



图 15. 2023年10月在兰州举办的中国大鲵保护行动计划工作坊的参与者 © 绿驼铃。

#### 3.2 中国大鲵保护：障碍、挑战与困难

表 3. 关于当前中国大鲵保护中的障碍、挑战和困难的小组讨论结果。

物种界定	识别不同的中国大鲵物种具有挑战性，因为它们的形态极为相似并且没有明确的指南可以在没有基因分析的情况下区分它们
	需要简化形态定义和物种识别以便于保护和管理
	如果未来能明确这些类别，保护应以物种或亚物种为单位，
	新物种的界定会影响它获得的保护措施

	并非所有的物种目前都受到法律保护，因此需要重新修订，以涵盖所有中国本土的大鲵物种
养殖场放归	国家层面存在标准化的养殖大鲵放生指南，但这些指南未被遵循和执行
	提高放归的成效
	应如何选择放生的动物？
	放生动物的最佳地点是哪里？
	应如何筛选动物疾病，以及筛查哪些病原体？
	放生后的监测应如何进行？
栖息地管理	保护区边界和功能区域划定不合理，与周边社区存在冲突，未能让社区在保护管理中发挥积极作用
	现行法律在措辞、覆盖面和目标上是否足够有效？
	在某些保护区内仍存在非法捕鱼和非法贸易，法律执行的有效性未知？
	中国大鲵的栖息地范围内未得到充分保护
	不同的中国大鲵物种的栖息地和环境需求尚未充分了解
养殖的影响	尽可能在野外保护自然种群，保持其自然属性（这些可能会在水产养殖中丧失）
	如何区分养殖和野生种群以便管理
	养殖行业面临巨大损失，需要促进对剩余养殖动物的合理利用
	我们对目前市场的现状和动态了解不够；是否仍然有养殖大鲵的市场需求，或者是否仍然存在从野外非法捕捞的需求
	不当处理可能成为未来保护中的新威胁
低保护意识	缺少专业的保护机构和推动大鲵保护的专业能力
	社会缺少对大鲵保护的关注
研究空白	我们对野生种群的分布、生态需求、现状和威胁了解不够。需要仔细收集野生种群的生态特征和行为数据
	分类学
	需要同时展开生态和社会科学研究项目，以了解大鲵在中国生存的社会生态系统中的生物学、生态学和人类维度
	需要更多关于全球气候变化影响的研究

### 3.3 愿景与目标

**愿景：**有效保护中国的野生大鲵及其栖息地，使其成为全球野生动物保护的典范/中国淡水生物多样性保护的佼佼者。

**目标：**到 2043 年，每一种中国的大鲵在其自然分布范围内，栖息地适宜且稳定，野生种群及其遗传多样性健康且可存续。

### 3.4 理解与威胁排名

工作坊参与者回顾了有关中国大鲵的现有知识以及它们所面临的各种威胁，并负责分析这些威胁并按顺序对其进行排序。

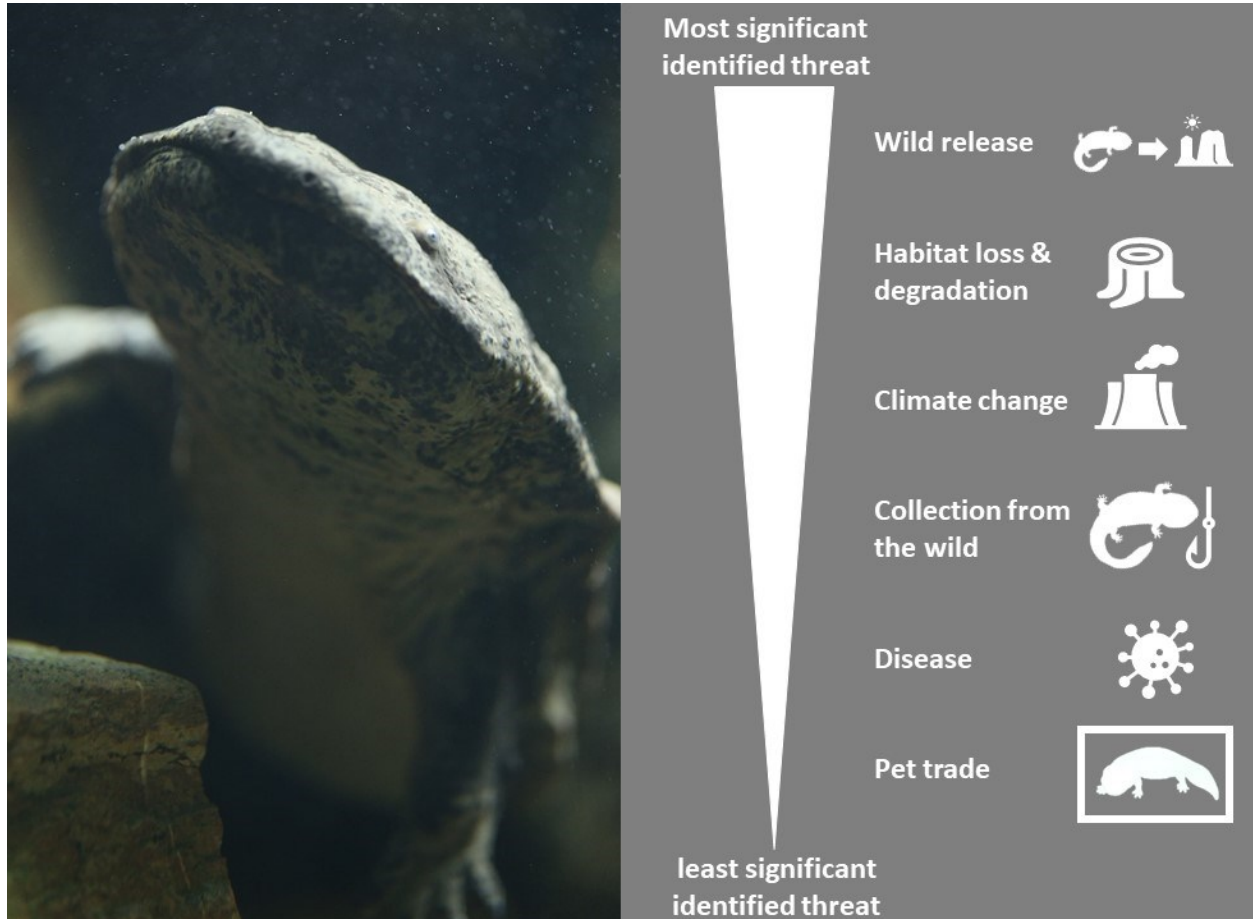


图 16. 对中国大鲵威胁排名

工作坊参与者随后被要求深入分析对中国大鲵构成最大威胁的四个风险。

表 4. 野外放归威胁

<b>威胁名称: 野外释放</b>
<b>威胁描述:</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>不合理的增殖放流</li> <li>有意放生成体和幼体</li> <li>养殖场意外逃逸</li> </ul>
<b>威胁影响:</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>基因污染</li> </ul>

<ul style="list-style-type: none"> <li>• 疾病传播</li> <li>• 超过环境承载能力</li> </ul>
<b>威胁原因:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 不合理的增殖放流（未依据国家法规执行，监管不到位，标准需要改进完善并具有可执行行）</li> <li>• 放生：公众对野外大鲵保护需求的认知不足</li> <li>• 逃逸：养殖种群管理不善，自然灾害</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>已知情况:</b>存在放归养殖场的中国大鲵的标准指南，但这些指南未得到执行且有待改进。放归没有按照国家法规进行并且监管不足</li> <li>• 仅释放当地物种的需求未被充分认识</li> <li>• 进行放归的人员大概率也不知道当地物种的身份</li> <li>• 放归数量众多</li> <li>• 放归时有时会评估环境，但后续的个体放归监测不到位</li> <li>• 放归后的基因和疾病检测不足</li> </ul>
<b>假设:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 部分放流是成功的（定义：野外形成稳定的种群并具有自然繁殖现象）</li> <li>• 大多数放归的个体是本地物种</li> </ul>
<b>需要了解的其他信息:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 放归前筛查的方法和标准需要确保充分</li> <li>• 放归地点现有的野生种群状态</li> <li>• 如何选择放归地点和放归动物</li> <li>• 放归动物的来源</li> <li>• 如何测试放归的有效性</li> </ul>
<b>目前已采取的措施:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 农业部门制定了相关标准，但没有途径实现这些标准</li> <li>• 我们正在加深对中国大鲵分类学更好的理解以指导放归</li> </ul>
<b>有效措施:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 一些合理的人工改进的放归对野外种群产生了富集效应（大鲵被更频繁的观察到或者在消失后再次出现）</li> <li>• 已发表的研究提供了一些指导（如地点选择）</li> </ul>
<b>无效措施:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 未使用基因筛查去识别适合放归的动物</li> <li>• 未使用健康筛查去识别适合放归的动物</li> <li>• 没有机构协调或监管放归及其影响</li> </ul>
<b>应对威胁的行动:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 提升放归后的监视和监测</li> <li>• 对所有放归个体进行原产地和病原体筛查</li> <li>• 确保放归大鲵的来源明确、固定和可追溯</li> </ul>
<b>替代行动:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 建立专门的本地放归中心（利用已知来源的动物的原产地或救助站）</li> <li>• 为迁地保护收集野生新群体建立者</li> </ul>
<b>应对威胁的目标:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 确保放归适当的物种在合适的位置</li> <li>• 确保放归时没有疾病引入野生种群</li> <li>• 通过识别潜在的意外放归方式和提出未来如何缓解意外来减少意外放归的数量</li> <li>• 移除非本地大鲵</li> </ul>

<ul style="list-style-type: none"> <li>• 确保本地物种在当地被保护并且尽可能在大的地区内最大限度的保护物种多样性</li> <li>• 增加每个物种在野外的个体数量</li> </ul>
<p>声明:中国大鲵被大规模的故意从养殖场放归到野外。这些放归是没有计划和协调并且之后的放归监测未达到标准。一些动物也从养殖场逃离。这对野生种群造成了基因污染和潜在的病原体污染。目前尚无证据表明这些放归行为促进了大鲵种群的建立和自我维持</p>

表 5. 栖息地丧失和退化的威胁

<p><b>威胁名称: 栖息地丧失和退化</b></p>
<p><b>威胁描述:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 人为因素: 采矿、采砂、基建、水电设施、污染、森林砍伐</li> <li>• 自然因素: 洪水、泥石流、干旱的频率和强度增加</li> </ul>
<p><b>威胁的影响:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 降低水质、水流和其他水环境, 直接影响栖息地使其不利大鲵的生存</li> <li>• 导致栖息地碎片化和连通性中断</li> </ul>
<p><b>威胁的成因:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 人为因素: 经济发展和工业化</li> <li>• 自然灾害造成的破坏</li> <li>• 气候变化</li> </ul>
<p><b>我们已知的:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 诸如采砂、疏浚和污染等活动破坏栖息地或导致栖息地质量下降</li> <li>• 水电设施降低了栖息地的连通性和水流量</li> <li>• 水利设施导致繁殖地点减少 (完全淹没或暴露)</li> <li>• 自然灾害直接破坏栖息地</li> </ul>
<p><b>我们的假设:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 基础设施造成的噪音和/或污染, 例如水质下降影响了大鲵的生存和行为</li> </ul>
<p><b>我们还需要了解的内容:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 现有保护立法和管理的有效性, 以保护大鲵栖息地并执行禁止在受保护栖息地进行有害活动的禁令</li> <li>• 大鲵生存和繁殖的水文和水质要求</li> <li>• 噪音和振动如何影响大鲵的行为和生存</li> </ul>
<p><b>当前的做法:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 通过建立自然保护区进行栖息地保护, 禁止河流中的采砂, 拆除小型水电站, 排污管辖, 发布禁渔通知, 禁止使用毒药捕鱼</li> </ul>
<p><b>有效措施:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 部分地区建立保护区、禁止采砂、拆除小型水电站、污水管理、禁止使用毒药捕鱼取得一定成效</li> </ul>
<p><b>无效措施:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 不是所有拥有大鲵种群的地区都受到保护。这些缓解措施 (禁止采砂、拆除小型水电站、禁止使用毒药捕鱼) 的规模和有效性不够充分</li> </ul>
<p><b>可采取的应对威胁措施:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 对不同级别的人为威胁的生态影响进行更好的空间评估, 结合空间和种群级别的建模, 确定这些威胁对栖息地完整性和大鲵种群生存的可能影响</li> <li>• 集中储存和无害化管理生活垃圾</li> <li>• 人工建设深潭等适宜的栖息地 (沿岸进行植被恢复, 调节小生态系统)</li> <li>• 教育移民, 以减少对大鲵栖息地的干扰</li> <li>• 小流域治理时保持栖息地的多样性</li> </ul>



<b>现有替代措施:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>改善农村地区的废物管理</li> <li>大规模的中国大鲵栖息地恢复</li> <li>将所有有害活动的空间重新定位到不优先考虑的大鲵栖息地之外</li> </ul>
<b>我们的目标:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>栖息地恢复, 改善栖息地连通性, 改善繁殖栖息地, 恢复野生种群</li> </ul>
<b>声明:</b> 人为造成的栖息地丧失和退化例如采砂、疏浚和水电设施破坏了大鲵的栖息地质量和/或连通性。自然灾害被认为会直接影响大鲵的栖息地, 甚至大鲵本身。我们需要对不同人为威胁的空间和生态影响进行更好的评估, 并结合空间和种群级别的建模, 以确定这些威胁对栖息地完整性和大鲵种群生存的影响。我们还需要进一步研究噪音和振动对中国大鲵的生理健康和行为的影响

表 6. 气候变化的威胁

<b>威胁名称:</b> 气候变化
<b>威胁描述:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>温度变化、极端气温、温差等</li> <li>降雨量变化、降雨天数的变化</li> <li>气候变化驱动的栖息地变化 (如植被)</li> <li>极端天气事件等频率和严重性变化, 可能会破坏大鲵栖息地 (如洪水、风暴及相关的森林丧失和径流)</li> </ul>
<b>威胁的影响:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>温度变化会影响大鲵卵的孵化时间和能力, 并且可能影响幼体发育以及大鲵的饵料</li> <li>极端天气事件增加, 如洪水或干旱, 可能直接影响大鲵或其食物和栖息地</li> <li>大鲵必须适应天气变化引起的栖息地变化才能生存更长时间</li> </ul>
<b>威胁的成因:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>化石燃料排放、土地利用变化、食品生产和过度消费导致的全球气候变化</li> </ul>
<b>我们知道的:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>在中国及世界各地, 极端天气事件有所增加</li> <li>目前研究显示, 未来的气候变化情景将使许多保护区不再适合中国大鲵生存</li> </ul>
<b>我们的假设:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>极端天气事件将持续增加</li> <li>使用中国范围内数据的模型预测对于中国不同地区的各个地理限制的大鲵物种在当地具有相关性</li> <li>有可能对水生栖息地变化及其未来对大鲵的适宜性进行有意义的本地规模预测</li> </ul>
<b>我们还需要了解的内容:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>是否有特定的大鲵物种可能受到气候变化的影响</li> <li>大鲵是否能适应气候变化</li> </ul>
<b>当前的做法:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>关于气候变化对两栖动物的影响的基础研究已经在国内外开始进行</li> </ul>
<b>有效措施:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>目前未知</li> </ul>
<b>无效措施:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>目前未知</li> </ul>
<b>可以采取的措施:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>确定并指定在未来气候变化的情景下仍有适合中国大鲵的保护区</li> <li>对中国大鲵的环境需求和适应性进行进一步研究, 包括对环境变化因素和温度的研究</li> </ul>
<b>现有的替代措施:</b>

<ul style="list-style-type: none"> <li>就地保护</li> <li>如果无法进行就地保护，开发保育繁殖计划并进行迁地保护</li> <li>辅助定殖</li> <li>基因库保存</li> </ul>
<b>我们的目标:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>在所有预测未来天气变化的情景下，确保所有中国大鲵物种至少一部分在其自然分布区野外生存</li> </ul>
<b>声明:</b> 气候变化可能会影响中国大鲵的生存

表 7. 野外采集的威胁.

<b>威胁名称: 野外采集</b>
<b>威胁描述:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>存在非法采集和合法采集</li> <li>可能需要补充养殖场库存、社区需求等</li> <li>养殖场主和消费者更加偏爱野生个体</li> <li>根据历史数据，执法力度可能不够，但情况可能有所变化</li> <li>根据现有讨论，许多利益相关者相信野生采集/利用现在大幅减少，有证据表明养殖数量减少并且假设立法和执法有效</li> </ul>
<b>威胁的影响:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>野生大鲵种群数量减少，包括许多种群的局部灭绝和有可能导致有些物种在野外灭绝</li> </ul>
<b>威胁的成因:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>养殖场捕捉野生动物作补充</li> <li>本地利用</li> <li>个人利用</li> <li>社区利用</li> <li>养殖场因为疾病爆发重新引入</li> <li>建设新养殖场</li> <li>对野生肉质的偏好</li> </ul>
<b>我们知道的:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>大量证据表明这是最近大鲵种群下降的最重要因素</li> <li>调查显示，城市居民野生肉质偏爱</li> <li>保护中国受威胁的生物多样性的立法得到了改善</li> </ul>
<b>我们的假设:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>感觉此类不合理利用现象已有所减少</li> <li>养殖场减少</li> <li>立法有效，执法完善</li> </ul>
<b>我们还需要了解的内容:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>大鲵栖息地对于淡水资源的当前使用和需求的基线</li> <li>目前对大鲵养殖场新库存的需求是什么</li> <li>消费者对大鲵的需求</li> <li>当前执法效果如何</li> </ul>
<b>目前的做法:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>已建立物种立法和法律保护制度</li> <li>中国各地有相应法规，并且已经有一些公益诉讼案件</li> </ul>
<b>有效措施:</b>

<ul style="list-style-type: none"> <li>• 现有保护措施的有效性以及自然栖息地中‘人类-大鲵’互动的当前动态和驱动因素尚未了解</li> </ul>
<b>无效措施:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 同上</li> </ul>
<b>应对这些威胁可采取的措施:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 将所有大鲵列为一级保护动物</li> <li>• 基于科学的建议在立法中承认多个大鲵种类</li> <li>• 用多种方法（生态学、社会科学）进一步针对性研究并且将信息有效传达给政策制定者和政府机构</li> <li>• 增强民间社会组织在大鲵保护中的参与和监督</li> <li>• 促进执法和提升执法的有效性</li> </ul>
<b>现有的替代措施:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 促进执法和提升有效性，以及地方法律执行</li> <li>• 公民科学监测</li> <li>• 教育和行为改变宣传活动，最好有中国名人领衔，增强目标受众的接受度</li> <li>• 加强养殖大鲵和野生大鲵的隔离；区分养殖和野生大鲵，并更好的了解两者以及杂交情况</li> </ul>
<b>我们解决威胁的目标:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 推动立法，将新物种纳入保护</li> <li>• 推动执行力度</li> <li>• 提高公众保护意识</li> </ul>
<p><b>声明:</b>野外捕捞曾是中国大鲵面临最严重的威胁。尽管过去十年间的养殖体系动态可能发生了变化，但目前缺乏证据，利用是否对大鲵构成威胁，同时执法执行不足也使情况更加复杂。</p>

### 3.5 项目与活动表

表 8. 主题保护行动、紧迫性及建议负责方

行动主题	行动	行动紧迫性（高、中、低）	负责方
野外捕捉/利用	法规和政策推动包括新物种的保护计划的发展；	高	政府、非政府组织 (NGO)、律师、民主党派、新闻媒体、学者
	推动执法力度和有效性；	高到中	政府、非政府组织 (NGO)
	推动消费行为改变；	高到中	政府、媒体、NGOs
	提高公众对现有保护立法的意识；	中	政府、媒体、NGOs
栖息地丧失和退化	减少地表污染源，如农药和化肥，减少其他直接有害活动，如采矿、砍伐森林等对大鲵栖息地的破坏；	高	政府、社区、NGOs (监督)
	改变当地立法进一步保护大鲵栖息地；	高	政府、保护区管理机构
	为大鲵建立新的保护区；	高	政府、保护区管理机构 科研单位、社区
	推动现有保护大鲵的立法的执行；	高	政府、保护区管理机构

	通过公众和社区教育减少人类对栖息地的干扰和破坏；	高	社区、NGOs、学校、政府、保护区管理机构、媒体
	开展适宜栖息地空缺研究，并将关键栖息地纳入保护范围；	高	政府、保护区管理机构、研究机构、NGOs
	确保任何开发/工业工作都进行环境影响评估并且需要环境补偿/恢复；	高	政府、保护区管理机构、研究机构、NGOs
	恢复和修复适宜栖息地；	中到高	政府、保护区管理机构、研究机构
	在处理小流域时保留栖息地的生态完整性	中	政府、保护区管理机构、科研单位
	实施生活、农业和工业污染的集中储存和环保处理	中	政府、社区、NGOs (监督)
	在可行情况下，考虑改造小生境来帮助大鲵适应气候变化（如沿河岸种植大树固沙和调节水流；人工改造洞穴和深潭作为潜在栖息地）	低	政府、保护区管理机构、科研单位
野外放归	对现有的增殖放流规范进行修改和细化，使其更具可执行性	高	政府、研究机构、学者、学术团体
	完善放流监督。需要当地评估确保大鲵放归在合适的生态条件。放归前，实施放归区域的全面调查（包括基因分析和疾病监测）以明确野外个体的起源和放归地点应出现的自然个体的一致性；放归后，评估增殖放流的效果，包括对野生大鲵种群以及对其他物种和其栖息地的影响	高	媒体、NGO's、政府、研究单位
	建立和筛选专业的本地放流中心，如原种养殖场或救援中心，以明确放归个体的来源和病原体检测；	高	政府、研究机构、企业
	加强管理调控以减少个人放生行为；	高	政府、媒体、宗教团体
	加强养殖场管理，减少个体逃逸（生态养殖需要更加需要注重本地种源的个体养殖）；	高	政府、养殖场、保护区、NGOs
	对放归的个体大鲵进行野化训练；	低	企业、研究机构、政府
气候变化	建立模型预测未来潜在的栖息地及不适宜栖息地，以准备未来迁地保护；	中	科研机构、保护区管理机构
	开展大鲵对气候变化的适应性研究；	中	科研机构、保护区管理组织、企业

	制定应急预案以应对极端天气	低	科研机构、保护区管理组织、企业
管理	促进跨部门协作；	高	NGO、政府、媒体
	筹集经费用于大鲵的保护和研究（推动政府预算）；	高	政府、NGOs、企业、研究机构、媒体
	迁地保护研究和实践；	低	研究机构、政府、保护区管理组织、NGOs
推动科研	全面调查野外种群：全面调查历史分布区域和现存种群等；	高	政府、研究机构、保护区管理组织、NGOs
	物种分类学研究（结合形态学和遗传学）；	高	研究机构、企业、NGOs
	对大鲵威胁进行全面研究包括社会科学和经济学研究；	高	研究机构、企业、NGOs
	基于对栖息地、物种和生态系统等了解，开发能体现生态健康的工具（快速、协作的评估）；	高	政府、研究机构、NGOs、保护区管理组织
	对大鲵疾病、疫病、病原体的研究及预防和控制；	中到高	政府、研究机构、企业、NGOs
	对具有特殊遗传特征的小种群，开展保护性繁育研究；	中到高	科研单位、保护区管理组织

## 4. 参考文献

- Borzée, A., Kielgast, J., Wren, S., Angulo, A., Shu, C., Magellan, K., Messenger, K.R., Hansen-Hendriks, C.M., Baker, A., Dos Santos, M.M., Kusriani, M., Jiang, J., Maslova, I.V., Das, I., Park, D. 2021. Using the 2020 global pandemic as a springboard to highlight the need for amphibian conservation in eastern Asia. *Biological Conservation*, 255: 108973.
- Boulenger, E. G. 1924. On a new giant salamander, living in the Society's gardens. *Proceedings of the Zoological Society of London*, 1924: 173–174.
- Browne, R.K., Wang, Z., Okada, S., Hime, P., McMillan, A., Wu, M.Y., Diaz, R., McGinnity, D., Briggler, J.T. 2014. The giant salamanders (Cryptobranchidae): Part B. Biogeography, ecology and reproduction. *Amphibian & Reptile Conservation*, 5: 35–50.
- Browne, R.K., Wang, Z., Okada, S., McGinnity, D., Luo, Q., Taguchi, Y., Kilpatrick, D., Hardman, R., Janzen, P., Zhang, Z., Geng, Y. 2020. The Sustainable Management of Giant Salamanders (Cryptobranchioidea). Review. *Sustainability America*, Belize. Publication 5th November 2020.
- Chai, J., Lu, C., Yi, M., Dai, N., Weng, X., Di, M., Peng, Y., Tang, Y., Shan, Q., Wang, K., Liu, H., Zhao, H., Jin, J., Cao, R., Lu, P., Luo, L., Murphy, R.W., Zhang, Y., Che, J. 2022. Discovery of a wild, genetically pure Chinese giant salamander creates new conservation opportunities. *Zoological Research*, 43: 469–480.
- Chen, S., Cunningham, A.A., Wei, G., Yang, J., Liang, Z., Wang, J., Wu, M., Yan, F., Xiao, H., Harrison, X.A., Pettorelli, N., 2018. Determining threatened species distributions in the face of limited data: Spatial conservation prioritization for the Chinese giant salamander (*Andrias davidianus*). *Ecology and Evolution*, 8(6): 3098–3108.
- Chen, X. 2011. Amphibia and reptilia. In D. Li (Ed.), *Economic fauna of Qinghai* (pp. 173–227). Xining, China: Northwest Plateau Institute of Biology.
- Cheng, W.F. 1998. The ecological and behavioural research of *Andrias davidianus* and its protection. *Russian Journal of Herpetology*, 5(1): 2–4.
- Cunningham, A.A., Turvey, S.T., Zhou, F., Meredith, H.M., Guan, W., Liu, X., Sun, C., Wang, Z. Wu, M. 2016. Development of the Chinese giant salamander *Andrias davidianus* farming industry in Shaanxi Province, China: conservation threats and opportunities. *Oryx*, 50: 265–273.
- Dai, Q., Wang, Y., Liang, G. (2009) *Conservation Status of Chinese Giant Salamander (Andrias davidianus)*. Chengdu: Chengdu Institute of Biology.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9(2): 141–150.
- Ebrey, P.B. 1996. *The Cambridge Illustrated History of China*. Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Fei, L., Ye, C.Y., Jiang, J.P. 2012. *Colored Atlas of Chinese Amphibians and Their Distributions*. Sichuan Publishing House of Science and Technology, Chengdu.
- Feng, X., Lau, M.W.N., Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A. Fishman, L. 2007. Conservation needs of amphibians in China: a review. *Science in China, Series X, Life Sciences*, 50: 265–276.
- Fobes, T.M., 1995. Habitat analysis of the Ozark hellbender, *Cryptobranchus alleganiensis bishopi*, in Missouri. MSU Graduate Theses.

- Fukumoto, S., Ushimaru, A., Minamoto, T., 2015. A basin-scale application of environmental DNA assessment for rare endemic species and closely related exotic species in rivers: A case study of giant salamanders in Japan. *Journal of Applied Ecology*, 52(2): 358–365.
- Ge YR, Zheng HX. 1990. Natural breeding cycle of the giant salamander (*Andrias davidianus*). *Journal of Henan Normal University*, 22(2): 67–70.
- Geng, Y., Wang, K.Y., Zhou, Z.Y., Li, C.W., Wang, J., He, M., Yin, Z.Q., Lai, W.M. 2011. First report of a ranavirus associated with morbidity and mortality in farmed Chinese giant salamanders (*Andrias davidianus*). *Journal of Comparative Pathology*, 145(1): 95–102.
- Gong, Y.A., Xu, J.C., Huang, S., Huang, R.Y., Li, J. Jiang, Y.Q., Yang, D., Yu, J., Zhang, Y., Li, W.J. 2023. A new species of the Giant Salamander of the genus *Andrias* from Qimeng, Anhui, China (Amphibia: Cryptobranchiidae) [In Chinese with English abstract]. *Chinese Journal of Zoology*, 58: 651–657 (DOI: 10.13859/j.cjz.202305002).
- Hara, S., Nishikawa, A, K., Matsui, M., Yoshimura, M. 2023. Morphological differentiation in giant salamanders, *Andrias japonicus*, *A. davidianus*, and their hybrids (Urodela, Cryptobranchidae), and its taxonomic implications. *Zootaxa*, 5369(1): 42–56.
- He, D., Zhu, W., Zeng, W., Lin, J., Ji, Y., Wang, Y., Zhang, C., Lu, Y., Zhao, D., Su, N., Xing, X. 2018. Nutritional and medicinal characteristics of Chinese giant salamander (*Andrias davidianus*) for applications in healthcare industry by artificial cultivation: A review. *Food Science and Human Wellness*, 7: 1–10.
- Hu, X.L. 1987. An ecological study of *Megalobatrachus* from MT. Dabie in Anhui. *Journal of Anhui University, Natural Science Edition*, 1: 69–71. (In Chinese).
- Isaac, N.J., Redding, D.W., Meredith, H.M., Safi, K. 2012. Phylogenetically-informed priorities for amphibian conservation. *PLoS ONE*, 7(8): e43912.
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2023a. *Andrias davidianus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2023*: e.T179010104A48438418. Accessed on 14 December 2023.
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2023b. *Andrias sligoi*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2023*: e.T179010130A186541067. Accessed on 14 December 2023.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp
- Jachowski, C.M.B., Hopkins, W.A. 2018. Loss of catchment-wide riparian forest cover is associated with reduced recruitment in a long-lived amphibian. *Biological Conservation*, 220, 215–227.
- Ye, C.-Y, Fei, L. and Hu, S.Q. 1993. *Rare and Economic Amphibians of China*. Sichuan Publishing House of Science and Technology, Chengdu.
- Liang G, Geng B, Zhao E. 2004. *Andrias davidianus*. The IUCN red list of threatened species. Version 2018.2; e. doi:[10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T1272A3375181.en](https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T1272A3375181.en). [accessed 10 November 2023].
- Liang, Z., Chen, W., Wang, D., Zhang, S., Wang, C., He, S., Wu, Y., He, P., Xie, J., Li, C., Merilä, J., Wei, Q. 2019. Phylogeographic patterns and conservation implications of the endangered Chinese giant salamander. *Ecology and Evolution*, 9: 3879–3890.
- Liu, C. 1950. *Amphibians of Western China*. Chicago, IL: Chicago Natural History Museum.

- Liu, J., Xiao, H.B., Yang, Y.Q. 1999. Morphological observation of mature sperm and eggs of *Andrias davidianus* and morphological changes in the fertilized eggs during incubation. *Freshwater Fisheries*, 1999–03. [In Chinese with English abstract].
- Luo, Q.H., Kang, L.C. 2009. Habitat characteristics of Chinese giant salamander in Golden Whip stream of Zhang Jiajie National Forest Park, China. *Chinese Journal of Ecology*, 28 (9): 1857–1861. [In Chinese with English abstract].
- Marr, M.M., Hopkins, K., Tapley, B., Borzée, A., Liang, Z., Cunningham, A.A., Yan, F., Wang, J., Turvey, S.T. In press. What's in a name? Using species delimitation to inform conservation practice for Chinese giant salamanders (*Andrias* spp.), *Evolutionary Journal of the Linnean Society*, In press.
- Mao J, Li C, Liu C, Zhao Z, Fan X, Wang J, Luo Q, Zhao T, Wang W, Ouyang F, Wang J., Qiao, Z., Liang, Z., Lin, W., Wang, P., Gong, D., Liu, W., Yan, F., Cunningham, A.A., Tapley, B., Turvey, S.T. and Borzée, A. 2024. Workshop for the protection of Chinese giant salamanders. *Oryx*. 2024 Mar 1;58(2).
- Matsui, M. 2005. Habitation confirmation of alien giant salamander species by DNA analysis. (<http://www.kasen.or.jp/seibikikin/h18/pdf/rep3-04h.pdf> [in Japanese]).
- Murphy, R.W., Fu, J., Upton, D.E., de Lema, T., Zhao, E. 2000. Genetic variability among endangered Chinese giant salamanders, *Andrias davidianus*. *Molecular Ecology*, 9: 1539–1547.
- Nishikawa, K., Matsui, M., Yoshikawa, N., Tominaga, A., Eto, K., Fukuyama, I., Fukutani, K., Matsubara, K., Hattori, Y., Iwato, S., Sato, T., Shimuzu, Z., Inuma, H., Hara, S. 2024. Discovery of ex situ individuals of *Andrias sligoi*, an extremely endangered species and one of the largest amphibians worldwide. *Scientific Reports* 14, 2575. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-52907-6>
- Pierson, T.W., Yan, F., Wang, Y., Papenfuss, T.A. 2014. A survey for the Chinese giant salamander (*Andrias davidianus*) in the Qinghai Province. *Amphibian & Reptile Conservation*, 8: 1–6.
- Price, S.J., Leung, W.T., Owen, C.J., Puschendorf, R., Sergeant, C., Cunningham, A.A., Balloux, F., Garner, T.W. and Nichols, R.A. 2019. Effects of historic and projected climate change on the range and impacts of an emerging wildlife disease. *Global Change Biology*, 25(8): 2648–2660.
- Ren, G., Young, S.S., Wang, L., Wang, W., Long, Y., Wu, R., Li, J., Zhu, J., Yu, D.W. 2015. Effectiveness of China's national forest protection program and nature reserves. *Conservation Biology*, 29(5): 1368–1377.
- Shu, G., Liu, P., Zhao, T., Li, C., Hou, Y., Zhao, C., Wang, J., Shu, X., Chang, J., Jiang, J. Xie, F. 2021. Disordered translocation is hastening local extinction of the Chinese giant salamander. *Asian Herpetological Research*, 12(3): 271–279.
- Song, M.R. 1994. Food habit of giant salamander of China. *Chinese Journal of Zoology* 29(4): 38–41. [In Chinese with English abstract].
- Sparreboom, M. 2014. *Salamanders of the Old World. The salamanders of Europe, Asia and northern Africa*. Zeist, Netherlands: KNNV Publishing.
- Strassberg, R.E. 2002. *A Chinese bestiary: Strange creatures from the guideways through mountains and seas*. University of California Press.



- Tapley, B., Okada, S., Redbond, J., Turvey, S.T., Chen, S., Lü, J., Cunningham, A.A. 2015. Failure to detect the Chinese giant salamander (*Andrias davidianus*) in Fanjingshan National Nature Reserve, Guizhou Province, China. *Salamandra*, 51(20): 206–208.
- Tapley, B., Turvey, S.T., Chen, S., Wei, G., Xie, F., Yang, J., Liang, Z., Tian, H., Wu, M., Okada, S. and Wang, J., Lu, J., Zhou, F., Xu, J., Zhao, H., Redbond, J., Brown, T., Cunningham, A.A. 2021. Range-wide decline of Chinese giant salamanders *Andrias* spp. from suitable habitat. *Oryx*, 55(3): 373–381.
- Thorn, R. (1968). *Les salamanders d'Europe, Asie et d'Afrique du Nord*. Paris, France: Paul Lechevalier.
- Turvey, S.T., Chen, S., Tapley, B., Wei, G., Xie, F., Yan, F., Yang, J., Liang, Z., Tian, H., Wu, M., Okada, S., Wang, J., Lü, J., Zhou, F., Papworth, S.K., Redbond, J., Brown, T., Che, J., Cunningham, A.A. 2018. Imminent extinction in the wild of the world's largest amphibian. *Current Biology*, 28: R592– R594.
- Turvey, S.T., Marr, M.M., Barnes, I., Brace, S., Tapley, B., Murphy, R.W., Zhao, E., Cunningham, A.A. 2019. Historical museum collections clarify the evolutionary history of cryptic species radiation in the world's largest amphibians. *Ecology and Evolution*, 9: 10070–10084.
- Turvey, S.T., Chen, S., Tapley, B., Liang, Z., Wei, G., Yang, J., Wang, J., Wu, M., Redbond, J., Brown, T., Cunningham, A.A. 2021. From dirty to delicacy? Changing exploitation in China threatens the world's largest amphibians. *People and Nature*, 3(2): 446–456.
- Wang, J., Zhang, H., Xie, F., Wei, G., Jiang J. 2017. Genetic bottlenecks of the wild Chinese giant salamander in karst caves. *Asian Herpetological Research*, 8: 174–183.
- Wang, X., Zhang, K., Wang, Z., Ding, Y., Wu, W., Huang, S. 2004. The decline of the Chinese giant salamander *Andrias davidianus* and implications for its conservation. *Oryx*, 38: 197–202.
- Wu, J. 2010. The activity rhythm and reproductive behaviors of *Andrias davidianus*. *Chinese Journal of Zoology*, 45: 77–82. [In Chinese with English abstract].
- Xiao, H.B., Liu, J.Y., Yang, Y.Q., Lin, X.Z. 2006. Artificial propagation of tank cultured giant salamander (*Andrias davidianus*). *Acta Hydrobiologica Sinica* 30(5): 530–534. [In Chinese with English abstract].
- Xu J., Peng L., Yang D., Wu Q., Weng S., Zhang Y., Huang S. 2018. Investigation on the Status Quo and Protection of *Andrias davidianus* in Anhui. *Journal of Huangshan University*, 20 (5): 71–73.
- Yan, F., Lü, J., Zhang, B., Yuan, Z., Zhao, H., Huang, S., Wei, G., Mi, X., Zou, D., Xu, W., Chen, S., Wang, J., Xie, F., Wu, M., Xiao, H., Liang, Z., Jin, J., Wu, S., Tapley, B., Turvey, S.T., Papenfuss, T.J., Cunningham, A.A., Murphy, R.W., Zhang, Y., Che, J. 2018. The Chinese giant salamander exemplifies the hidden extinction of cryptic species. *Current Biology*, 28: R590–592.
- Ye, C.Y., Fei, L., Hu, S.Q. 1993. *Rare and Economic Amphibians of China*. Sichuan Publishing House of Science and Technology, Chengdu.
- Zhang, H.X., Wang, K., Quan, Q., Fan, W., Fang, S. 2006. Productive ecology and behaviour of the Chinese giant salamander (*Andrias davidianus*). *Journal of Zhaanxi Normal University (Natural Science Edition)* 34 (supplement 6): 69–75. [In Chinese with English abstract].

- Zhang, P., Dong, X., Grenouillet, G., Lek, S., Zheng, Y., Chang, J. 2020. Species range shifts in response to climate change and human pressure for the world's largest amphibian. *Science of the Total Environment*, 15 (735): 139543.
- Zhang, Z., Mammola, S., Liang, Z., Capinha, C., Wei, Q., Wu, Y., Zhou, J. Wang, C. 2020. Future climate change will severely reduce habitat suitability of the Critically Endangered Chinese giant salamander. *Freshwater Biology*, 65(5): 971–980.
- Zhao, C., Feng, J., Sun, Z., Zhu, W., Chang, J., Fan, W., Jiang, J., Yue, B., Zhao, T., 2023. Intraspecific variation in microhabitat selection in reintroduced Chinese giant salamanders. *Current Zoology*, 69(2): 121–127.