DOI: 10.5846/stxb201404040643
马琳,曲艺, 孙工棋, 肖静, 苏日娜,李俊清.基于 C-Plan 系统保护规划软件的长白山阔叶红松林保护效率.生态学报,2015,35(13):4547-4557.
Ma L,Qu Y,Sun G Q,Xiao J,Su R N,Li J Q.Conservation effectiveness of broadleaved korean pine forest in Changbai Mt. based on C-Plan systematic conservation planning software.Acta Ecologica Sinica,2015,35(13):4547-4557.

基于 C-Plan 系统保护规划软件的长白山阔叶红松林保护效率

马 琳[1,2],曲 艺[3], 孙工棋[4], 肖 静[5], 苏日娜[1,2],李俊清[1,2,*]

1 北京林业大学林学院, 北京 100083
2 省部共建森林培育与保护教育部重点实验室, 北京 100083
3 黑龙江省科学院自然与生态研究所, 哈尔滨 150040
4 北京林业大学自然保护区学院, 北京 100083
5 中国林业出版社, 北京 100009

摘要:阔叶红松林(Broadleaved Korean pine forest)是北温带物种最丰富的地带性群落之一,是极危动物东北虎(*Panthera tigris altaica*)的重要栖息地。长白山地区是阔叶红松林在中国范围内的中心分布区,中国政府建立了由 24 个自然保护区组成的网络来保护阔叶红松林及其他自然生态系统。以长白山地区为研究区域,在系统保护规划方法流程框架下,选择阔叶红松林生态系统中具有代表性的物种和群落做为优先保护对象,并制定量化保护目标,利用系统保护规划软件 C-Plan,计算了研究区域规划单元的不可替代性值、各保护对象在保护网络中实现其保护目标的贡献值(T_i)及包含多个保护对象的保护区域的保护效率值(C),以此在多角度评估保护网络及其中各自然保护区的保护效率。结果显示:现有保护网络涵盖了本研究确立保护对象种类的 90.4%,已达到保护目标的保护对象占其总数的 25.3%。以保护阔叶红松林为"标尺"衡量各保护区的保护效率,长白山国家级自然保护区与松花江三湖省级自然保护区保护效率值最高,其余各保护区保护效率值不足 10,整个保护网络保护效率值为 59.99。不可替代性分析结果显示:仍有 79.97%的高保护价值规划单元未被现有保护网络覆盖,空间上存在明显空缺。将空缺纳入保护网络后,新保护网络的保护效率值将提高到 96.32,提高了 36.33,77 种保护对象达到保护目标(占保护对象总数的 92.8%),5 种保护对象仍未能达到保护目标,但保护对象贡献值 T_i 均不同程度提高,保护成效显著。

关键词: 长白山;阔叶红松林;保护效率;保护网络;系统保护规划

Conservation effectiveness of broadleaved korean pine forest in Changbai Mt. based on C-Plan systematic conservation planning software

MA Lin[1,2],QU Yi[3],SUN Gongqi[4],XIAO Jing[5],SU Rina[1,2],LI Junqing[1,2,*]

1 *College of Forestry of Beijing Forestry University*, *Beijing* 100083, *China*
2 *Key Laboratory for Silviculture and Conservation of Ministry of Education*, *Beijing* 100083, *China*
3 *Institute of Natural Resources of Heilongjiang Academy of Science*, *Harbin* 150040, *China*
4 *College of Natural Reserve of Beijing Forestry University*, *Beijing* 100083, *China*
5 *China Forestry Publishing House*, *Beijing* 100009, *China*

Abstract: Broadleaved Korean pine forest is one of the zonal communities with most abundant species in the North Temperate Zone. It is also an important habitat for the endangered animal of Amur tiger (*Panthera tigris altaica*). Changbai Mountain have been the center of China distribution areas for broadleaved Korean pine forest. A network of 24 nature

基金项目:科技部"十二五"科技支撑项目(2012BAC01B03)
收稿日期:2014-04-04; **网络出版日期**:2015-01-27

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: lijq@bjfu.edu.cn

reserves have been established by the Chinese government to protect Broadleaved Korean pine forest and local natural ecosystem.The paper applied the C-Plan, by following the theoritical framwork of systematic conservation planning, we seletced the representative species and communities in Broadleaved Korean pine forest ecosystem as priority conservation objects and set quantitative conservation target which is in the light of the biodiversity characteristic of broadleaved Korean pine forest. In addition, three key indicators were also caculated: (1) The irreplaceability value of planning unit of study areas; (2) the contribution value (T_i) to the reserved network by the conservation objects; (3) the conservation effectiveness value (T_i) of the protected area which contains multiple objects. All those results were aimed to multiple perspectives evalutating the conservation effieiency of the reserved network and the reserves in it. The evaluation results indicated: the existing conservation network has covered 90.4% of the protection objects 25.3% of protection objects reached the protection target. The highest conservation effectiveness value occurred in Changbai Mountain Reserve and Songhuang River Reserve. The rest of reserves has conservation effectiveness value less than 10. The conservation effectiveness value of whole conservation network is 59.99. The results of irreplaceability analysis indicated that 79.97% of planning units with high protection value has not been covered by existing conservation network.There are obviously GAP in layout. The new conservation network's conservation effectiveness value was 96.32, increased by 36.33 after including GAPs into conservation network. For 77 kinds of protection objects, it reached the protection target. It accounted for 92.8% of total protection objects. 5 kinds of protection objects could not reach protection target, while their protection efficiency has greatly enhanced.The protection effectiveness of the study area was significantly enhanced.

Key Words: Changbai Mountain; broadleaved korean pine forest; conservation effectiveness; reserve network; systematic conservation planning

阔叶红松林是以红松(*Pinus koraiensis*)为优势种,伴生有多种阔叶树的混交林,是长白山地区的地带性"顶级"植被,并通过具有连续性年龄结构的树种有规律的替代和演替过程中不同阔叶树种组成而处于优势地位[1]。长白山地区是阔叶红松林在中国的中心分布区,是欧亚大陆北温带物种最丰富的区域。1998 年被《中国生物多样性国情研究报告》列为 17 个生物多样性保护关键区域之一[2],2010 年长白山地被《中国生物多样性保护战略与行动计划》(2011—2030 年)确立为 35 个生物多样性保护优先区域之一[3],具有极其重要的保护价值和科学意义。

自然保护区是保护生物多样性的有效手段之一。我国政府从 1960 年开始,陆续在长白山地区建立了 24 个自然保护区,用以保护这一地区的自然生态系统和濒危野生动植物,阔叶红松林在此网络体系下被保护。然而,也有学者[4]认为现有保护措施在保护濒危物种和减缓灭绝速率方面没有明显效果,保护区数量并不代表保护成效,建立了保护区也不是完全保护了濒危物种,这使得我们有必要重新审视各个自然保护区的保护效率[5-7]。在野外,长白山地区 20 世纪 90 年代还可见的濒危种岩高兰(*Empetrum nigrum var.japonicum*)、草苁蓉(*Boschniakia rossica*)、秃鹫(*Aegypius monachu*)等,现在已难见踪迹[8],野生东北虎数量更是处于极度濒危状态[9]。由于过量采伐,截止到 1996 年,天然的阔叶红松林蓄积,由 1949 年的 11.335.4 万 m^3减少到 437.23 万 m^3,减少了 96.1%[10]。地带性植被遭到破坏,导致物种栖息地丧失,生物多样性面临严重威胁,目前长白山地区尚有原始林相的除长白山国家级自然保护区范围内面积稍大外,其余如松江河、白河林业局范围内尚有很小面积经过本世纪初期采伐后演替形成的阔叶红松林,其他地区均由天然次生林代替了原始阔叶红松林,急需保护与恢复。天然次生林的形成是由原始阔叶红松林中的伴生树种错位以后的自组织过程,地带性森林植被由有序过程转向无序状态。要恢复阔叶红松林生态系统,就必须要"栽针保阔"或"栽针引阔",进行"修复"工作[11]。因此,保护阔叶红松林生态系统,还应考虑其次生林的保护,使其尽量避免被人为干扰,在自然状态下,有序恢复。这使得我们有必要关注阔叶红松林及其天然次生林的整体保护,在区域尺度上,合理整合自然保护网络,是物种持续生存、生物多样性维持及生态系统整体保护的重要策略,它将传统的以特定濒危物

种和生态系统片段为目标的分散保护,转向以物种生境和生态过程为目标的整体性保护[12],提高了生物多样性保护效率。

系统保护规划为我们提高保护效率,整合与优化保护网络提供方法参考[13-15],它的宗旨是在经济发展与土地利用的压力下,耗费尽可能小的成本,使保护网络最大限度地实现保护目标[16]。它提倡综合目标物种、生物群落、生态系统、生态过程多层次和多尺度的生物多样性特征,根据保护需求制定量化的保护目标,并评估现有保护网络对实现保护目标的贡献,以此评估保护效率[17-18],同时,还可以进一步运用地理途径方法,识别未纳入保护网络的高保护价值区域,来优化布局,提高保护成效。这种结构化、步进式的保护策略,在世界各国得到了广泛的应用[5,17,19-22]。

本文以长白山地区为研究区域,在系统保护规划理论方法指导下,选择阔叶红松林生态系统中具有代表性的物种和群落做为优先保护对象,结合专家意见制定量化的保护目标,运用系统保护规划软件 C-Plan,通过不可替代性分析确定高保护价值区域,找出保护空缺(GAP),以保护区为"媒介"评估保护网络对实现保护目标的贡献,以此评价保护效率,为优化长白山地区自然保护网络布局,提高阔叶红松林保护效率提供科学依据。

1　研究区概况

研究区位于吉林省东部的长白山系(40°41′N—44°30′N;125°20′E—130°20′E),总面积 105151.89km^2,涵盖了 27 个行政县市(图 1)。这个地区共有 2 座山,8 条岭,从西到东依次为老爷岭、哈达岭、威虎岭、牡丹岭、甑峰岭、哈尔巴岭、盘岭,长白山是最高山,主峰海拔 2691m。该区属于大陆性季风气候带,年降水量 550—910mm,无霜期为 120—160d,年最低温度在 1 月,-28℃,最高温度在 7 月,30℃。

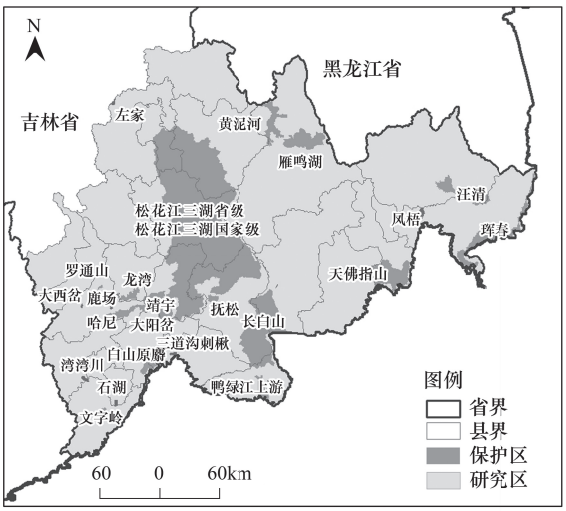

图 1　研究区概况

Fig.1　Location of study area

长白山地区有野生种子植物 107 科、497 属、1268 种[23],大多属于长白植物区系,并保存很多孑遗物种。地带性植被是红松和多种阔叶树种,如椴(*Tilia*)、栎(*Oak*)、槭(*Acer*)等组成的混交林。随着海拔的增加,气温和降水量发生明显变化,依次呈现不同的山地垂直分布带,720—1100m 是阔叶红松林带,1100—1800m 是暗针叶林带,1800—2100m 为高山植被带,2100m 以上是高山苔原带。近年来由于强烈的人为干扰和大面积森林采伐,这一地区的植被遭到严重破坏,原始阔叶红松林锐减,亟需加强保护。

2　研究方法

2.1　基础数据搜集

研究基础数据包括区域基础地理信息(行政区划、道路、居民点),土地利用、地形、植被覆盖、自然保护区分布等空间数据及物种濒危程度、保护等级、适宜栖息地、海拔、分布范围等信息。植被分布根据 1:1000000 中国植被图获得[24];土地利用数据来源于 1:1000000 中国土地利用图[25],研究区行政区划、道路、居民点数据来源于 1:250000 全国地形数据库[26],30m 分辨率数字高程模型(DEM)26 幅来源于地理空间数据云[27]。国家级、省级自然保护区[28]分布数据根据吉林省环保厅提供的各保护区总体规划图数字化得到;市县级自然保护区[28]分布数据根据实地调查中保护区工作人员描述的边界,记录经纬度信息,在 Arcgis9.3 中绘制成图。这些保护区中森林生态系统类型与野生动植物类型的保护区共 17 个(16789.72 km^2,占保护网络面积的 98.04%),内陆湿地类型保护区 5 个,地质遗迹类型的保护区 2 个。物种相关分布信息来自《中国濒危动物红

皮书》[29]、《中国物种红色名录》[30]、《中国长白山植物资源志》[31]、《中国东北地区鸟类及其生态学研究》[32]。

2.2 保护对象及其保护目标

2.2.1 保护对象选择标准

本研究参照文献中记录的优先保护对象的选择标准[33-34]及听取专家意见,在阔叶红松林生态系统中,从群落和物种两个层次上选择保护对象。重点选择了原始阔叶红松林群落及其演替系列上的次生阔叶林群落;以阔叶红松林为栖息地的受威胁野生动植物;有助于阔叶红松林更新演替及红松种子扩散传播的生态关键种;同时具有多种经济价值的植物,及能体现长白山阔叶红松林亚热带景观特征的指示种。共选择了 20 种代表群落;63 种代表物种,其中兽类 25 种、鸟类 11 种、植物 27 种,共计 83 种保护对象。

2.2.2 优先保护物种分布预测

根据参考文献记载的物种分布的行政县范围,根据生境特征确定物种偏好的海拔、植被类型,在 GIS 技术支持下叠加高程、植被类型图层,以此预测各物种适宜栖息地分布;群落分布在植被图上选择得到。

2.2.3 保护目标的确定

参考长白山地区阔叶红松林演替的发展规律及专家在野外长期工作的经验意见,确定应考虑阔叶红松林生态系统的整体性保护,有利于维持生物多样性稳定发展。即:保护以红松为优势的阔叶红松林群落,及以其他阔叶树种为优势的次生阔叶林群落。林下有红松幼苗且不被干扰,它们可以有序恢复。咨询专家意见,根据恢复成阔叶红松林的难易程度,确定以红松为优势的针阔混交林群落的保护目标为其分布面积的 80%,以白桦、山杨为优势的阔叶林群落保护目标为 70%,以为水曲柳、胡桃楸、黄檗、紫椴、春榆、色木槭等阔叶树种混合的阔叶林群落保护目标为 60%,以蒙古栎为优势的阔叶林群落保护目标为 50%。

物种的保护目标主要依据以下特征确定:国家保护等级、特有性、经济价值、生态系统关键种(能否传播红松种子、能否有利于红松林更新演替)及是否能指示长白山阔叶红松林亚热带景观特色。

(1)动物评价标准

A 国家保护等级:属于国家Ⅰ级保护物种,赋予 3 分,属于国家Ⅱ级保护物种赋予 2 分,其他赋予 1 分;

B 生态关键种:能够传播红松种子的,赋予 2 分,不能的赋予 1 分。

规定:AB=4 或 3,则保护分布面积的 60%;AB=2,则保护分布面积的 40%;AB=1,则保护 20%。

(2)植物评价标准

A 国家保护等级:属于国家Ⅰ级保护物种或者极危物种,赋予 3 分,属于国家Ⅱ级保护物种赋予 2 分,省级保护物种或者其他赋予 1 分;

B 特有性:是长白山特有种的,赋予 2 分,不是特有物种的 1 分;

C 经济价值:具有 4 种及以上经济价值的物种赋予 2 分,4 种以下的赋予 1 分(经济价值包括药用、色素、观赏、油脂、纤维、蜜源、香料等价值);

D 阔叶红松林的景观特色:能够体现其具有亚热带景观特色的植物,赋予 2 分,其他 1 分。

规定: ABCD=12 或 8,则保护分布面积的 60%;ABCD=4 或者 3,则保护分布面积的 50%;ABCD=2,则保护分布面积的 40%,ABCD=1 的,保护分布面积的 30%。保护对象分布面积小于 100km^{2}的全部被保护,超过 10000km^{2}的都按照 10000km^{2}算[35]。

2.3 不可替代性分析

不可替代性是在区域规划中,根据保护对象的空间分布,计算每个规划单元在实现这些保护对象的保护目标过程中的重要性,即体现特定规划单元实现保护目标的可能性[20],通过计算规划单元的不可替代性值来体现,它是 0—1 范围内的连续值,值越高,代表所在规划单元的保护价值越高,能够替代该规划单元完成保护目标的其他规划单元数量越少。

规划单元是将研究区域按照某种规则划分成的地点单元(site),可以是规则的四边形或六边形,也可以根据一定的生物特征或地理属性划分成自然斑块[22,36-37]。本研究利用 DEM 数据在 ArcToolbox 的 Hydrology

模块中进行河网提取,河网矢量化后通过 Watershed 模块形成集水区栅格图层,将栅格集水区转为面状矢量图层(形成规划单元图)最终形成 15871 个集水区作为研究区域的规划单元。

规划单元的不可替代性值的计算原理是,若满足所有保护目标的规划单元组合为集合 A,其中包括规划单元 X 的组合为集合 B,那么规划单元 X 的不可替代性值 $Ir(x)$ 为集合 B 中规划单元的组合数 a 与集合 A 中规划单元的组合数 m 的比值,即 a/m[38],这一个复杂的数理统计分析过程,本研究借助 C-Plan 系统保护规划软件在规划单元图、保护对象分布图及 2.2.3 中制定的量化保护目标基础上,按照 C-Plan 软件数据格式制作规划单元位点表、规划单元×保护对象矩阵和保护对象属性表。将以上基础表格输入 C-Plan 中的表格编辑器生成数据库,计算规划单元的不可替代性值,软件系统将此值自动分成 7 个等级[38]。将不可替代性值高($1 \geqslant Ir > 0.6$)的规划单元组成的区域确定为高保护价值区域[39],若这些规划单元不被保护,则用来实现区域整体保护目标的可选规划单元将减少,减少到一定程度则无法实现区域整体保护目标。最后将计算结果与 Arcview 软件连接,将数字化的计算结果转化成图形,显示不可替代性值分布图,以此直观地表达出高保护价值区域的分布情况。并在 Arcgis 中与保护区分布图叠加,计算现有保护区网络中的规划单元不可替代性值,并识别保护空缺。

2.4　保护效率评估

本研究以保护效率值来评估被保护区域的保护效率,计算公式为[40]:

$$C = \frac{\sum_{1}^{m} T_i}{n} \tag{1}$$

式中,C 为被保护区域的保护效率值;m 为保护区域中所包含的保护对象个数;n 为整个研究区域所有保护对象个数;T_i 为保护区域中第 i 个保护对象实现其保护目标的贡献值[38]。

贡献值(T_i)是 C-Plan 软件中的一个指标,代表某个保护对象所在的规划单元若被保护,那么这些规划单元对这种保护对象实现保护目标的贡献比值,可以反映被保护的规划单元所组成的保护区域满足保护目标的比例[38,41]。即:若一种保护对象 i,分布在 k 个规划单元中,并且这些规划单元被保护,那么保护区域(由这 k 个规划单元组成)对保护对象 i 实现其设定的保护目标 Target(见 2.2.3)的贡献值为:$T_i = A_{\text{Protected}}/A_{\text{Target}}$,$A_{\text{Protected}}$ 表示保护对象 i 在这 k 个规划单元中的分布面积,A_{Target} 为保护对象 i 的保护目标(在本研究中是面积)。T_i 值可由 C-Plan 软件 Features to Target 模块计算获得[38]。

若 $T_i < 100$,表示 k 个规划单元组成的保护区域没有完全达到设定的保护目标,若 $T_i = 100$,表示 k 个规划单元组成的保护区域刚好达到保护目标,$T_i > 100$ 表示 k 个规划单元组成的保护区域不仅仅能实现预先设定的保护目标,而且保护了更多面积的保护对象 i 的分布范围。在保护效率值计算中(公式 1),$T_i > 100$ 的按 100 计,表示实现了保护目标。

本研究以贡献值(T_i)来评估各保护对象在被保护区域中实现其保护目标的程度,即保护区域对某个保护对象的保护效率,以保护效率值(C)来评估包含多个保护对象的被保护区域的保护效率。

3　研究结果与分析

3.1　不可替代性值分布

研究区域规划单元不可替代性值(Ir)分布情况(图 2)。高保护价值区域($1 \geqslant Ir > 0.6$)规划单元 1418 个,面积 18620.51km^2,占研究区总面积的 17.71%,中等保护价值区域($0.4 < Ir \leqslant 0.6$),规划单元 390 个,4736.63 km^2,占研究区总面积的 4.50%,低保护价值区域($0 \leqslant Ir \leqslant 0.4$),规划单元 14063 个,81794.76 km^2,占研究区总面积的 77.79%。高保护价值区域主要分布在甑峰岭—长白山火山熔岩台地区;哈尔巴岭东部—延边中低山地区;张广才岭南段—敦化丘陵盆地谷地区;老爷岭南段—哈达岭北段中山低山地区。

3.2　保护空缺分析

24 个保护区组成的保护网络中,高保护价值规划单元 402 个,面积 3730.59km^2,占保护网络面积的

21.78%,占整个研究区高保护价值规划单元面积的 20.03%,但仍有 79.97%的高保护价值单元没有被保护,73.81%的规划单元具有较低的保护价值(表 1)。在空间分布上,存在大面积空缺(图 3),包括长白山南坡鸭绿江流域地区(GAP1),牡丹岭东南部—甑峰岭—南岗山一带(GAP2),长白山自然保护区西侧—龙岗山以东地区(GAP3),威虎岭中段地区(GAP4),老爷岭东北部—威虎岭北部地区(GAP5),哈尔巴岭地区(GAP6),哈尔巴岭东部—盘岭北部地区(GAP7),龙岗山南部—老岭南坡地区(GAP8),多数保护区未覆盖高保护价值单元(图 3),现有保护网络保护效率低。

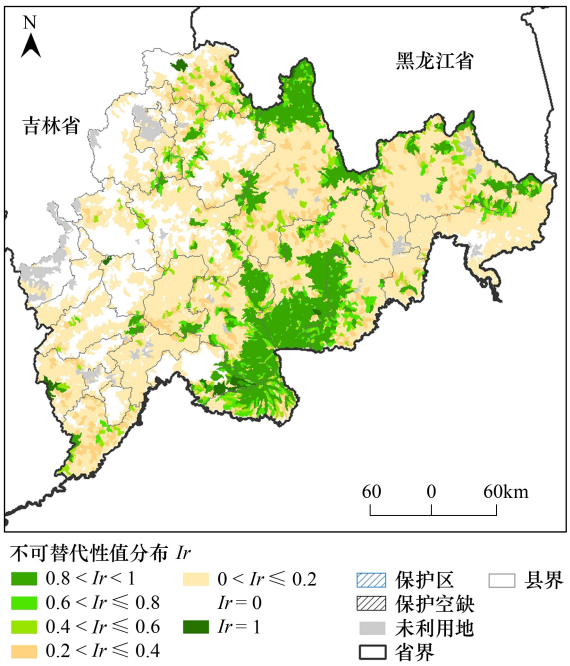

图 2 不可替代性值分布

Fig.2 Distribution of Irreplaceability value(*Ir*)

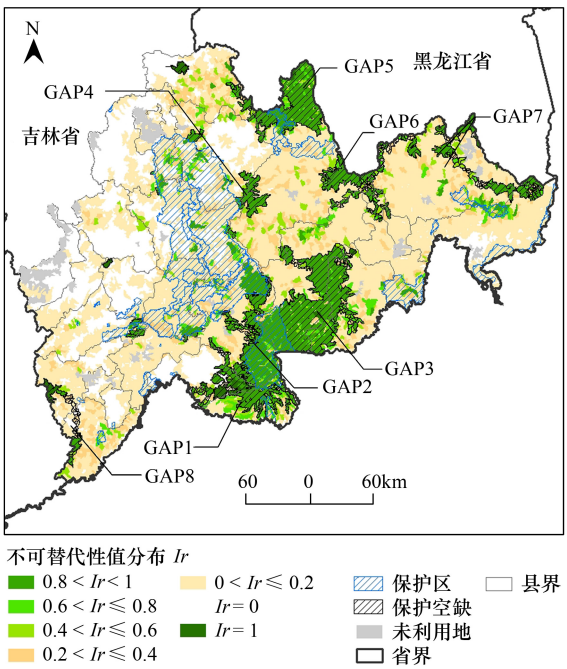

图 3 不可替代性值在现有保护网络及保护空缺中分布情况

Fig.3 Distribution of Irreplaceability value in existing reserve network and GAPs

表 1 现有保护网络不可替代性特征

Table 1 Irreplaceability feature of existing reserve network

不可替代性值 Irreplaceability value(*Ir*)	保护价值 Conservation value	保护网络规划单元数 Number of planning unit in conservation network	保护网络规划单元面积/km² Planning unit area in conservation network	占保护网络面积的比例/% Area of conservation network	占不同保护价值规划单元面积比例/% Planning unit area of different conservation value
0.8<*Ir*≤1	高	308	3084.36	21.78	20.03
0.6<*Ir*≤0.8		94	646.23		
0.4<*Ir*≤0.6	中	102	754.08	4.40	15.92
0.2<*Ir*≤0.4	低	206	1619.43	73.81	15.45
0≤*Ir*≤0.2		2457	11021.28		

GAP1、GAP2、GAP3 分布在长白山自然保护区周围(图 3),GAP4 位于松花江三湖自然保护区东部(图 3),这些地区动植物丰富,受威胁物种梅花鹿(*Cervus Nippon*)、原麝(*Moschus moschiferus*)、紫貂(*Martes zibellina*)等,特有物种长白松(*Pinus sylvestriformis*)、朝鲜崖柏(*Thuja koraiensis*)、对开蕨(*Phyllitis scolopendrium*)等在此分布。地带性植被阔叶红松林在树种组成上,增加了温性的沙冷杉(*Abies holophylla* Maxim.)、千金榆(*Carpinus cordata Blume*),在南部老岭山脉南坡 (GAP8),有暖温性的天女木兰(*Magnolia sieboldii*)、山楂海棠(*Malus komarovii*)、玉铃花(*Styrax obassia*)分布。GAP5 位于黄泥河与雁鸣湖自然保护区北部(图 3),属于张广才岭南段,敦化丘陵盆地谷地区。阔叶红松林中寒温性的云冷杉在组成比重上有所增

加,具有亚寒带森林景观特色,保护物种野大豆(*Glycine soja*)、紫椴(*Tilia amurensis*)等在此分布。GAP6、GAP7 位于珲春、汪清、凤梧自然保护区西北部,属于哈尔巴岭东部,延边中低山地区。该区域的原始阔叶红松林已经遭到破坏,低山植被多是次生杂木林,多分布在海拔 500—800 m 的阳坡,保护物种黄芪(*Astragalus membranaceus*)、木通马兜铃(*Aristolochia mandshurica*)在此分布。这些空缺地区不可替代性较高,是实现保护目标的关键地区,保护这些空缺地区对提高阔叶红松林的保护效率具有重要意义。

3.3　保护效率评估

现有的 24 个保护区组成的保护网络的保护效率值为 59.99,涵盖了 75 种保护对象(表 2),其中松鼠(*Sciurus vulgaris*)、东北虎、紫椴(*Tilia amurensis*)等 21 种保护对象达到保护目标($T_i \geq 100$)(表 2),黄檗(*Phellodendron amurense*)、长白松、金雕(*Aquila chrysaetos Severtzov*)、中华秋沙鸭(*Mergus squamatus*)、马鹿(*cervus elaphus*)等保护对象达到了保护目标的一半以上($50 < T_i < 100$)。但仍有黄芪(*Astragalus membranaceus*)、蒙古栎黑桦林、椴槭林等 8 个保护对象的贡献值是 0,在现有保护网络中没有得到保护(表 2),现有保护网络对 25.3%的保护对象保护效率高,使它们达到了保护目标,对剩余 74.7%的保护对象效率较低,未能达到保护目标(表 2)。

表 2　保护对象实现保护目标情况

Table 2　The achievement of conservation target

保护目标实现 Achievement of target	现有保护网络 Existing network	纳入空缺后 GAPs involved
达到保护目标的对象 Object achieving conservation target/个	21	77
占保护对象比例 Proportion of all conservation objects/%	25.3	92.8
达到一半以上保护目标 Achieving more than half ofconservation target/个	32	3
占保护对象比例 of all conservation objects/%	38.6	3.6
达到保护目标的一半以下 Achieving less than half of conservation target/个	22	2
比例 of all conservation objects/%	26.5	2.4
未受保护的对象(达到目标为 0)Unprotected objects/个	8	1
比例 of all conservation objects/%	9.6	1.2

现有保护网络中的各自然保护区保护效率值计算结果显示: 16 个保护区的保护效率值小于 1,仅有 6 个保护区的保护效率值超过了 2。其中长白山国家级自然保护区(1960 年建立)和松花江三湖省级自然保护区效率最突出,保护效率值分别为 24.63 和 27.3 (图 4,表 3),发挥的保护作用大,成效高,相比之下,其他保护区保护效率低。

表 3　各自然保护区保护效率评估

Table 3　effectiveness assessment of nature reserve

保护区分类方式 Reserve classification		个数 Number/个	面积 Area/km^2	保护效率值 C Conservation effectiveness value C
建立时间 Established time	1960	1	1964.65	24.63
	1980—1990	5	1036.05	28.66
	1990—2000	10	2428.65	9.90
	2000—2010	8	3333.97	14.93
等级 Level	国家级 National reserve	8	6092.72	36.09
	省级 Provincial reserve	11	11730.02	36.88
	市级 Municipal reserve	2	204.2	0.23
	县级 county reserve	3	50.14	0.21
类型 Type	森林生态 Forest ecosystem	12	15202.8	9.33
	野生动植物 Wildlife	5	1586.92	2.29
	内陆湿地 Inland wetlands	5	1145.81	2.36
	地质遗迹 Geological relic	2	151.88	2.90

计算不同建立时间、不同保护对象、不同保护等级的保护区组成的保护网络的保护效率值,结果显示:1980—1990 年间建立的保护区效率最高,1960 年其次(表 3)。原因是这两个时间段分别包含了保护效率最突出的松花江三湖省级和长白山自然保护区。2000—2010 年的 10 年间保护区面积、保护效率较 1990—2000 年间提高(表 3),2000 年我国开始实施天然林保护工程,这对阔叶红松林保护产生一定成效。森林生态系统类型的保护区保护效率值最高,保护效率突出,其他类型保护区对长白山阔叶红松林保护也有贡献(表 3)。省级保护区面积相当于国家级保护区的 2 倍,但其保护效率值仅比国家级保护区的值大 0.79(表 3),表明国家级保护区虽然面积与数量上没有绝对优势,但由于管理、技术、资金等方面的优势其保护效率仍然很高。

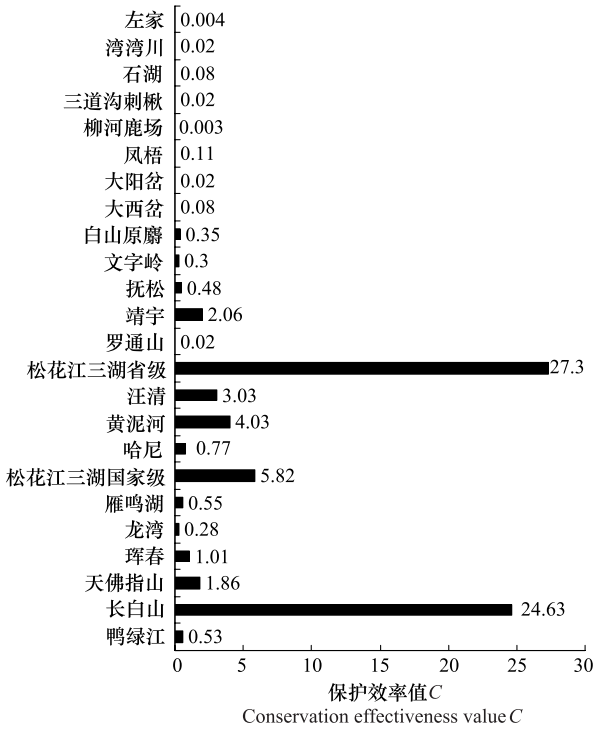

图 4 各保护区保护效率

Fig.4 The conservation effectiveness in different reserves

将空缺纳入现有保护网络,重新计算保护对象的贡献值 T_i,得到纳入空缺后的新保护网络涵盖了 82 种保护对象,仅紫椴、色木、糠椴、春榆、水曲柳、核桃楸林群落的贡献值为 0,没有得到保护。77 种保护对象达到保护目标,占保护对象种类总数的 92.8%,较现有保护网络提高了 67.5%(表 2),5 种保护对象未能达到保护目标,但是保护效率不同程度提升(图 5),新保护网络的保护效率值为 96.32,较原保护网络提高了 36.33。纳入空缺后的保护网络,保护效率值提高,保护成效显著增强。

4 结论与讨论

保护效率是自然保护的核心问题,体现在保护区域能够多大程度地保护这些对象。保护效率同时受到多种因素的影响,衡量的标尺也是多种多样。系统保护规划理论倡导根据保护需求制定保护目标并使其数量化,评估现有的保护区域对实现保护目标的贡献,以此反映保护效率[19]。

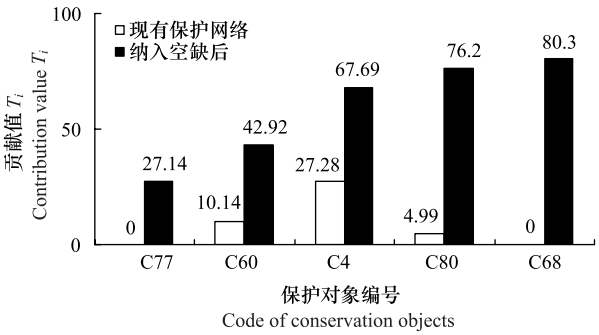

图 5 未能达到保护目标的 5 个保护对象贡献率对比

Fig.5 The comparison of achievement of target in 5 protection objects without reaching the protection target

4.1 不可替代性与保护效率评估

结合物种、生态系统、生态过程等不同尺度的生物多样性特征,不可替代性反映规划区域对于达到保护目标的重要性,通常受保护对象及保护目标驱动[40]。本研究以保护阔叶红松林为宏观保护目标,由于生态系统内物种丰富、群落复杂,选择保护对象应尽量具有代表性,同时还应根据保护的实际需要选定具有重要保护意义的保护对象。例如:松鼠、普通鸸(*Sitta europaea Linnaeus*)、星鸦(*Nucifraga caryocatactes*)等关键种,它们取食、埋藏种子的行为起到了帮助阔叶红松林种群扩散的作用;阔叶红松林中诸多经济植物,如黄檗(*Phellodendron amurense*)、人参(*Panax ginseng*)等,当地居民为谋取收入对其盗采、盗伐,与此同时践踏了草本层,破坏生态系统稳定性,保护它们有利于减轻人为干扰;还如狍(*Capreolus capreolus*)、东北兔(*Lepus mandschuricus*)等大型濒危哺乳动物的猎物,是食物链的中的重要成员,保护它们对大型濒危动物的种群恢复有重要意义。上述物种也许没有很高的保护等级,但它们对维持阔

叶红松林的稳定与平衡具有重要意义,因此具有重要保护价值。

研究结果显示,山地的不可替代性较高,高保护价值规划单元呈现沿山区分布的特征(图 2),而河流、湿地、草原等其他生态系统类型并不突出。这是由于本研究的保护对象是根据阔叶红松林生态系统特征选择的,没有关注湿地、河流、湖泊等其他生态系统,湿地群落、鱼类及其他水生生物没有成为本研究的保护对象,也因此,结果显示保护网络中森林类型的保护区具有较高的保护效率值(表 3),而内陆湿地类型和地质遗迹类型的保护区保护效率值相对较低。虽然它们主要保护的对象不是森林或者阔叶红松林,但事实上,但这些保护区的建立对保护阔叶红松林生态系统也有贡献(表 3),起到积极作用。它们将保护区范围内的森林与外界各种干扰威胁因素隔离,起到"屏蔽"作用,免遭破坏,因此笔者认为这些保护区也是阔叶红松林保护网络体系的一部分,评估保护效率时,它们也应被纳入进来其一考虑。

本文的保护效率评估是对特定的对象阔叶红松林生态系统进行的,若选择其他生态系统或种群为保护对象(例如湿地生态系统、特定科属的某种植物或者动物类群),那么保护目标的设定应考虑实际需要而与本文不同,这必然会产生不同的保护效率评价结果,这也体现了基于不可替代性分析的保护效率评估的灵活性。

保护效率评估仅能反映现有保护网络对物种生境及生态系统的保护贡献程度,但并不能评价保护网络对防止物种灭绝速率的实际贡献。例如本文的保护对象东北虎,研究结果显示其贡献值 $T_i = 100$,其潜在生境已全部被现有保护网络保护,但仍不能减缓其灭绝危险,东北虎是我国极危保护物种,目前在野外已难见踪迹。这其中原因是多方面的,可能与气候变化、人为干扰、自然灾害、环境污染等有关,我们不能挽回已经失去的濒危物种,只能立足现在,尽可能地去保护那些在野外还可见的分布狭窄的物种及其生境,这也是评估保护效率,制定更加合理的保护方案,提高保护效率的意义所在。

4.2　保护建议

长白山地区是我国重要的木材基地,长期采伐,森林遭到严重破坏。现有保护网络对阔叶红松林保护效率低,空间分布上存在空缺(图 3),这些空缺恰恰是可以实现保护目标的关键,纳入空缺后的保护网络的保护效率显著提升(表 2),这些空缺地区生物多样性丰富,是优化长白山阔叶红松林保护网络的首选地点。建议在 GAP3、GAP1 新建两个自然保护区, GAP2 建成生态廊道,连接新建保护区、长白山国家级保护区与松花江三湖省级保护区,形成保护小网络联合管理;在 GAP7 新建一个保护区,并建立其与珲春自然保护区的廊道,有利于扩大野生东北虎、远东豹等极度濒危物种的种群数量;黄泥河省级保护区在现有保护网络中具有较高效率,可纳入 GAP5 将其扩建,并提升为国家级保护区,更大限度地发挥其保护作用;在资金有限的情况下可分批次逐步完善保护网络格局。GAP1、GAP2 与前人确定的长白山阔叶红松林生态保护关键区吻合[42],其他保护空缺也不同程度的与前人识别出的东北地区生物多样性热点地区吻合[35],这反映了本文的研究结果具有一定的合理性。

4.3　不足之处

本研究相对于国内同类研究而言,更加定量化,直观性强,可以从图中反映出能够提高保护效率的热点地区,即保护空缺地区,可为新建保护区选址及保护行动计划实施提供参考,但仍存在不足。本文的物种分布图是根据物种分布的植被类型、海拔、分布县域等信息对其潜在分布范围预测制作的,其精度受信息准确程度的影响。例如动物的分布不仅与植被类型有关,也受到植被质量、结构、种群密度等因素的影响,这些在植被图中无法体现。保护目标是参考专家意见设定的,存在一定的主观性。今后的研究应通过更加广泛的野外调查,确定物种分布的准确痕迹点,缩小预测结果与实际分布的差距,并探索建立保护目标与实际保护需要的准确量化连接,使保护目标更客观。

本研究在自然状态下,以保护效率值这个指标评价各保护区及保护网络的相对保护效率高低,没有考虑到威胁干扰因素对保护效率的影响。实际中,保护效率的影响因素是多方面的,如资金投入、人为干扰、自然灾害、社会历史、土地政策支持等。希望今后可以有更加全面的保护区域保护效率的评价指标和体系方法。

下一步工作的重点将定量的考虑人为干扰、周边社区发展对保护规划的影响,把不可替代性值和人为干

扰情况相结合,进一步确定保护空缺的优先性,提出新建保护区选址、功能区划及调整现有保护网络布局的具体措施与方案。对保护效率值低的自然保护区,采取更加科学合理的管理模式,将更多资源配置到保护效率高的区域,以最小保护成本实现最大的保护效率。

参考文献(References):

[1] 李俊清, 李景文. 中国东北小兴安岭阔叶红松林更新及其恢复研究. 生态学报, 2003, 23(7): 1268-1277.

[2] 中国生物多样性国情报告编写组. 中国生物多样性国情研究报告. 北京: 中国环境科学出版社, 1998.

[3] 国家环境保护部. 中国生物多样性保护战略与行动计划. (2011-2030 年). (2010-09-17) [2014-03-06]. http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201009/t20100921_194841.htm.

[4] Scott J M, Davis F, Csuti B, Noss R, Butterfield B, Groves C, Anderson H, Caicco S, D'erchia F, Edwards T C, Ulliman J, Wright R G. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. Wildlife Monographs, 1993, 123: 3-41.

[5] Pressey R L, Whish G L, Barrett T W, Watts M E. Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: recent trends in six measures. Biological Conservation, 2002, 106(1): 57-69.

[6] Pressey R L, Possingham H P, Day J R. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. Biological Conservation, 1997, 80(2): 207-219.

[7] Klein C J, Steinback C, Scholz A J, Possingham H P. Effectiveness of marine reserve networks in representing biodiversity and minimizing impact to fishermen: a comparison of two approaches used in California. Conservation Letters, 2008, 1(1): 44-51.

[8] 陈霞, 王绍先, 王振国. 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, 2010.

[9] 曲艺, 栾晓峰. 基于最小费用距离模型的东北虎核心栖息地确定与空缺分析. 生态学杂志, 2010, 29(9): 1866-1874.

[10] 王宪成, 梁万军, 刘金福. 吉林省红松生态区划与适地适树研究. 东北林业大学学报, 2000, 28(3): 1-4.

[11] 王凤友. 红松研究. 哈尔滨: 东北林业大学出版社, 1994.

[12] 韩文, 徐建英, 赵春桃. 我国区域尺度保护区网络规划和设计研究进展. 首都师范大学学报: 自然科学版, 2013, 34(1): 54-58.

[13] Lourival R, McCallum H, Grigg G, Arcangelo C, Machado R, Possingham H. A systematic evaluation of the conservation plans for the pantanal wetland in Brazil. Wetlands, 2009, 29(4): 1189-1201.

[14] Brown M T, Cohen M J, Bardi E, Ingwersen W W. Species diversity in the Florida Everglades, USA: A systems approach to calculating biodiversity. Aquatic Sciences, 2006, 68(3): 254-277.

[15] Lister N M E. A systems approach to biodiversity conservation planning. Environmental Monitoring and Assessment, 1998, 49(2/3): 123-155.

[16] Rouget M. Measuring conservation value at fine and broad scales: implications for a diverse and fragmented region, the Agulhas Plain. Biological Conservation, 2003, 112(1/2): 217-232.

[17] Pressey R L, Taffs K H. Sampling of land types by protected areas: three measures of effectiveness applied to western New South Wales. Biological Conservation, 2001, 101(1): 105-117.

[18] Wiersma Y F, Nudds T D. Efficiency and effectiveness in representative reserve design in Canada: the contribution of existing protected areas. Biological Conservation, 2009, 142(8): 1639-1646.

[19] Margules C R, Pressey R L. Systematic conservation planning. Nature, 2000, 405(6783): 243-253.

[20] Ferrier S, Pressey R L, Barrett T W. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and research agenda for further refinement. Biological Conservation, 2000, 93(3): 303-325.

[21] Kukkala A S, Moilanen A. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. Biological Reviews, 2013, 88(2): 443-464.

[22] Cowling R M, Pressey R L. Introduction to systematic conservation planning in the Cape Floristic Region. Biological Conservation, 2003, 112(1/2): 1-13.

[23] 胡春霞, 栾岚, 佟凤琴. 长白山植物区系的初步研究. 辽宁师专学报: 自然科学版, 2001, 3(1): 47-50.

[24] 侯学煜. 1:1000000 中国植被图集. 北京: 科学出版社, 2001.

[25] 吴传钧. 1:1000000 中国土地利用图. 北京: 科学出版社, 1990.

[26] 国家基础地理信息中心. 全国 1: 25000000 地形数据库. [2014-03-02]. http://www.ngcc.cn/article/xxfw/slgg/.

[27] 地理空间数据云. DEM 数字高程数据. [2013-11-22]. http://www.gscloud.cn/.

[28] 中华人民共和国环境保护部. 吉林省自然保护区名录. [2013-9-27]. http://sts.mep.gov.cn/zrbhq/zrbhq/201309/t20130927_260961.htm.

[29] 汪松, 郑光美, 王岐山. 中国濒危动物红皮书-鸟类. 北京: 科学出版社, 1998.

[30] 汪松, 解焱. 中国物种红色名录. 北京: 高等教育出版社, 2009.

[31] 周繇. 中国长白山植物资源志. 北京: 中国林业出版社, 2010.

[32] 高玮. 中国东北地区鸟类及其生态学研究. 北京: 科学出版社, 2006.
[33] 史作民, 程瑞梅, 陈力, 刘世荣. 区域生态系统多样性评价方法. 农村生态环境, 1996, 12(2): 1-5.
[34] 李迪强, 宋延龄, 欧阳志云. 全国林业系统自然保护区体系规划研究. 北京: 中国大地出版社, 2003.
[35] 栾晓峰, 黄维妮, 王秀磊, 刘敏超, 刘世荣, 吴波, 李迪强. 基于系统保护规划方法东北生物多样性热点地区和保护空缺分析. 生态学报, 2009, 29(1): 144-150.
[36] Peres C A, Terborgh J W. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. Conservation Biology, 1995, 9(1): 34-46.
[37] Drummond S P, Wilson K A, Meijaard E, Watts M, Dennis R, Christy L, Possingham H P. Influence of a threatened-species focus on conservation planning. Conservation Biology, 2010, 24(2): 441-449.
[38] New South Wales National Parks and Wildlife Service (2001) C-Plan Conservation Planning Software User Manual for C-Plan Version 3. 06. [2012-02-12]. http://www.ozemail.com.au/~cplan.
[39] 曲艺, 栾晓峰, 王秀磊, 李迪强. 基于不可替代性的三江源地区自然保护区评估及空缺分析. 林业科学, 2012, 48(6): 24-32.
[40] 曲艺, 王秀磊, 栾晓峰, 李迪强. 基于不可替代性的青海省三江源地区保护区功能区划研究. 生态学报, 2011, 31(13): 3609-3620.
[41] 曲艺. 青海省三江源地区生物多样性保护规划研究 [D]. 北京: 北京林业大学, 2011.
[42] 于琳倩, 李景文, 赵秀海, 马琳, 吴尚, 白雪琪. 长白山阔叶红松林生态保护关键区的确定. 应用生态学报, 2014, 25(5): 1250-1258.