



<https://doi.org/10.1038/s41467-021-27353-x>

# 评估印度尼西亚火灾的成本及恢复泥炭地的效益

L. Kiely<sup>1,6</sup> , D. V. Spracklen<sup>1</sup>, S. R. Arnold<sup>1</sup>, E. Papargyropoulou<sup>2</sup>, L. Conibear<sup>1</sup>, C. Wiedinmyer<sup>3</sup>, C. Knotte<sup>4</sup> & H. A. Adrianto<sup>1,5</sup> 

森林砍伐和排水使印度尼西亚泥炭地易受火灾侵袭。大规模火灾频繁发生，摧毁农作物和森林，排放大量CO<sub>2</sub>及空气污染物，对健康造成负面影响。为减少火灾，印度尼西亚政府承诺恢复249万公顷退化泥炭地，预计成本为32-70亿美元。本文结合火灾排放与土地覆盖数据估算，2015年火灾（近年来最严重的一次）导致经济损失达280亿美元，而2004年至2015年间六次最大火灾事件共造成939亿美元经济损失。我们估算，若当时已完成恢复工作，2015年过火面积将减少6%，CO<sub>2</sub>排放降低18%，PM<sub>2.5</sub>排放减少24%，并可避免12,000例过早死亡。泥炭地恢复本可在2004年至2015年间实现84亿美元的经济节约，是减少泥炭地火灾对环境、气候及人类健康影响的成本效益策略。

<sup>1</sup>地球与环境学院, 利兹大学, 利兹, 英国. <sup>2</sup>可持续发展研究所

Southeast 亚洲拥有2500万公顷热带泥炭地，主要分布在印度尼西亚

西亚<sup>1</sup>。印度尼西亚泥炭地储存了约57 Gt碳，占全球热带泥炭地碳储量的55%<sup>1,2</sup>，具有重要的生物多样性价值<sup>3</sup>，并通过提供生态系统服务支撑当地生计<sup>4</sup>。与小农户和工业规模农业扩张相关的森林砍伐和排水<sup>5-8</sup>导致印度尼西亚泥炭地大面积退化<sup>9</sup>，增加了火灾风险和脆弱性。

印度尼西亚泥炭地直到近几十年才频繁遭遇火灾<sup>10</sup>。如今大规模火灾已屡见不鲜<sup>11</sup>，有记录以来最大的两次火灾事件分别发生在1997年和2015年<sup>12,13</sup>。火灾通常发生在干旱时期<sup>14</sup>，并与土地利用变化密切相关<sup>15,16</sup>。印度尼西亚大面积泥炭地的排水和森林砍伐使得原本具有火灾抵抗力的泥炭地变得易燃<sup>17,18</sup>。为清理土地而点燃的火源可能失控蔓延至退化的森林和泥炭地，在厄尔尼诺年份尤为严重。

泥炭地火灾导致大量二氧化碳排放<sup>19-21</sup>，对印度尼西亚的温室气体排放贡献显著<sup>22</sup>。赤道亚洲（主要是印度尼西亚）的火灾在1997–2016年间占全球火灾碳排放的8%<sup>23</sup>。火灾还会释放大量的细颗粒物（PM<sub>2.5</sub>）和其他污染物，导致空气质量恶化及负面健康影响<sup>24-26</sup>。火灾破坏农业用地和森林资源，而雾霾可能扰乱交通、旅游业和贸易，减缓地区的经济表现<sup>27</sup>。景观火灾造成的损失和损害耗费数十亿美元，在火灾频发的国家超过国内生产总值（GDP）的1%<sup>28</sup>。在1997–1998年的厄尔尼诺期间，印度尼西亚有800万公顷土地被烧毁，通过对农业和森林的破坏、二氧化碳排放以及火灾雾霾暴露的健康影响，造成的损失估计在45亿美元<sup>29</sup>至197亿美元<sup>30</sup>之间。相比之下，同年亚马逊地区的火灾烧毁了590万公顷土地，通过对农业和森林的破坏、二氧化碳排放以及火灾雾霾暴露的健康影响，造成95亿美元的经济损失<sup>31</sup>。更近期的2015年印度尼西亚火灾估计造成161亿美元<sup>22</sup>的损失，而2019年火灾则因农业、林业、贸易、旅游业、交通、制造业和环境的损害及经济损失，以及火灾扑救成本、短期健康影响和学校关闭，造成52亿美元<sup>32</sup>的损失。这些估算未包括火灾雾霾暴露导致的长期健康影响的经济成本，意味着实际成本可能要高得多<sup>33</sup>。

由于火灾的有害影响，印度尼西亚于2011年实施了禁止在泥炭地上进行任何新土地转换的暂停令<sup>34</sup>，并于2016年成立了泥炭地恢复机构（Badan Restorasi Gambut, BRG），旨在恢复并再湿润249万公顷的退化泥炭地<sup>35</sup>。与森林保护区相比，退化土地上更易发生火灾<sup>18, 36</sup>，而排水渠会使火灾发生概率增加4.5倍<sup>17</sup>。因此，控制土地利用变化并阻断泥炭地的排水渠应能减少火灾及相关排放。由于泥炭地火灾的蔓延取决于水位<sup>37</sup>，重新湿润泥炭地对于控制火灾至关重要。然而，恢复退化的泥炭地具有挑战性，且大规模恢复热带泥炭地的努力尚处于起步阶段<sup>38</sup>。

近期研究发现，土地转换暂停令可能并未有效减少森林砍伐或火灾的发生<sup>39, 40</sup>。迄今为止，尚无关于泥炭地恢复计划对火灾发生潜在影响的全面评估。关键在于，针对火灾相关问题的规模化恢复行动缺乏成本效益分析<sup>41</sup>。

为弥补这一空白，我们评估了泥炭地恢复对火灾的影响以及火灾造成的相关损失和损害。首先，我们估算了近年来印度尼西亚火灾造成的损失和损害，发现六起最大火灾事件导致的经济损失达939亿美元。其次，我们模拟了249万公顷退化泥炭地得到恢复的情景，估算出经济损失可减少84亿美元。通过对比这一收益与泥炭地恢复的预估成本，我们的分析表明，有效泥炭地恢复的收益将超过恢复成本，并为支持当前泥炭地恢复工作提供了依据。

## 结果与讨论

火灾造成的经济损失和损害。我们估算了印度尼西亚火灾的经济成本，重点关注2004年至2015年旱季（8月至10月）发生的六起最大火灾事件（图1）。既往火灾成本估算涵盖不同经济损失<sup>22,30</sup>，其中健康影响、CO<sub>2</sub>排放以及对农作物、森林和种植园的损害构成了总成本的主要部分<sup>9</sup>。因此本研究聚焦这三个主要贡献领域（附表1），未尝试估算火灾的其他成本和影响。

农业、种植园、天然林和其他土地覆盖的破坏导致的经济损失是通过将烧毁面积与每种土地利用的净现值相结合来估算的。土地覆盖破坏造成的最大成本发生在2006年（110亿美元）和2015年（94亿美元），其他年份的成本在40亿至70亿美元之间。种植园农作物和天然林的破坏构成了这些损失的大部分（图1）。在每种土地利用使用单一价值的情况下，未考虑消费者和生产者剩余，因此火灾造成的真实经济损失可能有所不同。

与CO<sub>2</sub>排放相关的成本是通过将火灾排放清单<sup>24</sup>中的CO<sub>2</sub>排放量与欧盟排放交易体系2009-2020年CO<sub>2</sub>的平均价值相结合来估算的。2015年火灾导致了最大的CO<sub>2</sub>排放（962太克），估算的损害价值为113亿美元。我们对2015年火灾CO<sub>2</sub>排放的估计值落在之前研究的范围内（547-1100太克）<sup>13,19,42</sup>。其他年份的CO<sub>2</sub>排放量在272太克至542太克之间，估算的损害价值为32亿至64亿美元。

由火灾引发的雾霾暴露导致的健康影响相关的经济成本，是基于烟雾暴露造成的伤残调整寿命年（DALYs）数量乘以一个DALY的经济价值计算得出的。2015年火灾造成了与健康影响相关的最大经济损失（73亿美元），其中印度尼西亚损失57亿美元，马来西亚损失13亿美元，新加坡损失3亿美元。其他年份中，健康相关总经济损失为18-30亿美元。

火灾造成的总经济损失在2015年火灾中达到最高，经济损失达280亿美元（图1）。在总经济损失和损害中，33%源于土地覆盖损害，40%来自与CO<sub>2</sub>排放相关的估算损害值，26%则归因于长期健康成本相关的经济损失。其他年份的总经济损失和损害为91-204亿美元，其中土地覆盖损害约占总损失的一半，CO<sub>2</sub>排放贡献约三分之一。2015年，总损失和损害相当于印度尼西亚国内生产总值（GDP）的3.3%。其他年份中，损失和损害相当于印尼GDP的1.1-2.4%，这意味着印尼经济是受火灾影响最严重的国家之一<sup>28</sup>。2015年严重干旱导致火灾向泥炭层深处蔓延，进而造成

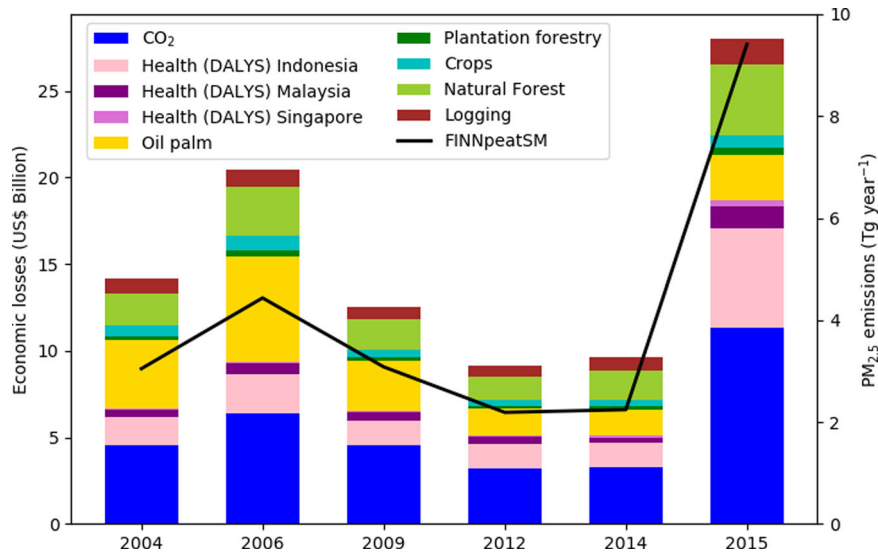


图1 印度尼西亚火灾造成的预估经济损失与损害。柱状图显示按类别划分的经济损失（单位：十亿美元）。健康成本基于伤残调整寿命年（DALYs）估算，并按受影响国家划分。与土地利用损害相关的经济损失按土地利用类型划分。黑色折线显示FINNpeatSM火灾清单中每年旱季（8月至10月）的PM<sub>2.5</sub> 排放量。

单位面积燃烧排放量更大<sup>24</sup>，且与CO<sub>2</sub>和PM<sub>2.5</sub> 排放相关的成本更高。

世界银行<sup>22</sup> 估计2015年火灾事件的经济成本为161亿美元，低于我们研究中的建议值，主要原因是世界银行的估算未包含长期健康影响。世界银行研究中农业和森林的损害与损失成本估算（87亿美元）与我们的估算（94亿美元）相似但较小，尽管他们也包含了设备损坏。这可能是世界银行使用了全球火灾排放数据集的烧毁面积，而此前已发现该数据集在该地区存在低估<sup>43</sup>。我们研究中未包含的部门成本估计为34亿美元<sup>22</sup>。

使用火灾清理土地的成本降低。土地所有者使用火灾清理土地，因为与其他方法（如机械清理）相比，它可能更容易且更便宜<sup>44</sup>。古永和西莫兰基尔<sup>45</sup>发现，不使用火灾清理森林会增加劳动力和设备成本。我们估计，与其他机械清理选项相比，使用火灾清理森林的成本降低，在研究中的6年内高达12亿美元。这包括故意清理的森林以及火灾蔓延至周围土地而毁坏的森林，因此将是成本降低的高估。尽管如此，农业损害造成的经济损失（我们研究的六年内总计235亿美元）远大于使用火灾与其他土地清理选项相比的成本降低。尽管火灾造成的经济损失（例如由于农业用地的损害）超过了使用火灾清理土地的经济节约，小规模农民可能无法获得机械设备<sup>44</sup>。这意味着许多农民可能别无选择，只能继续使用火灾。Morello等人<sup>46</sup> 建议，对于亚马逊地区，补贴机械清理设备的政策可以提高禁止火灾的有效性。机械清理是维护现有农业用地的有效方式，如果设备更广泛可用，可能会被更广泛采用<sup>44</sup>。

保护区的火灾。泥炭地恢复包括堵塞排水渠以恢复水位并重建植被覆盖<sup>47</sup>。印度尼西亚的大规模泥炭地恢复

刚刚开始，现在评估其对火灾的影响还为时过早<sup>48</sup>。因此，我们以保护区内观测到的火灾作为恢复泥炭地火灾发生的替代指标。保护区内的泥炭地大多未排水且仍覆盖植被，但仍受干旱和人为压力影响，这意味着保护区会经历退化、森林砍伐<sup>49</sup>和火灾，尽管发生率低于周边未受保护的地区<sup>49-52</sup>。因此，保护区能有效反映在当前气候和人为压力下，恢复及再湿润的泥炭地对火灾的敏感性。

我们比较了印度尼西亚保护区内与周边区域的火灾发生情况。每年计算保护区内外的泥炭地燃烧面积比率。直接与周边区域对比可避免保护区选址偏差问题<sup>50</sup>。研究发现保护区通常能减少火灾发生，但效果因地点和保护类型而异（图2，补充表2），这与先前关于森林砍伐<sup>49-51,53</sup> 和火灾<sup>52</sup>的结论一致。加里曼丹的国家公园对火灾的减少效果最显著，这可能因为国家公园面积通常大于其他保护区，减少了排水等外部影响，其更有效的管理也可能是重要因素（见补充材料）。数据显示，2004年至2015年旱季期间，加里曼丹国家公园内泥炭地总燃烧面积比周边区域减少37-79%，具体比例因年份而异。在干旱年份（如2015年），保护区减少火灾的效果弱于非干旱年份。

泥炭燃烧深度和泥炭火灾排放量取决于泥炭地的水位，而水位可能受到土地利用变化和排水的严重影响。为探究泥炭地保护如何改变储水能力，我们比较了保护区内外的土壤湿度。我们使用了2015年起可获取的土壤湿度主动被动产品（SMAP）的土壤湿度数据。2015年8月至10月期间，国家公园内的月均土壤湿度比外部区域高出48-57%，这很可能是因为在保护区内排水减少所致。更高的土壤湿度将降低火灾的燃烧深度，从而减少保护区内火灾的排放量。



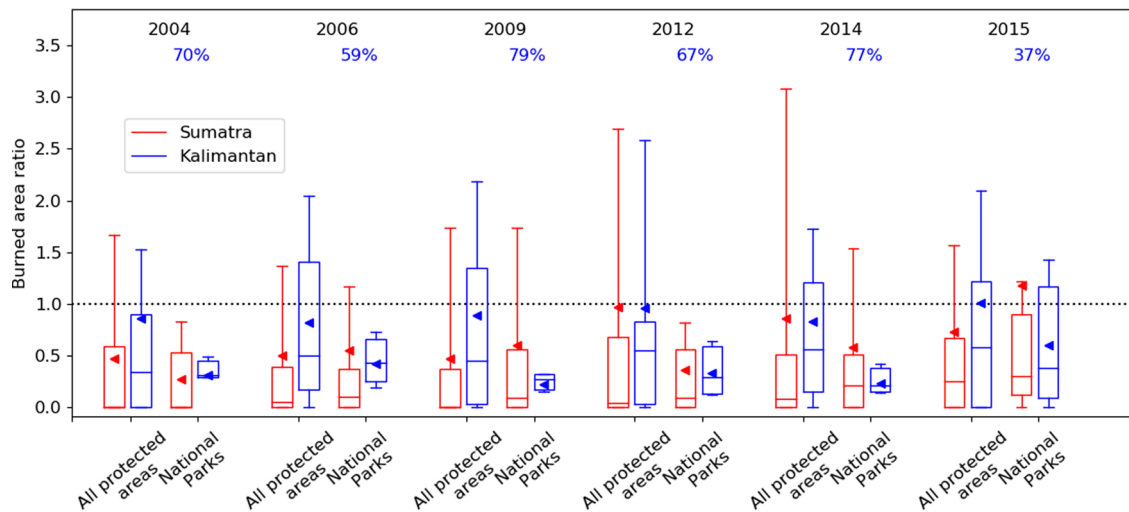


图2 保护区内与保护区外泥炭地燃烧面积的比例。针对每个保护区，我们比较了其内部与外部（保护区经纬度0.25°范围内）泥炭地燃烧的比例。结果显示苏门答腊和加里曼丹所有保护区类别（分别为 $n = 31$ 和 $22$ ）以及国家公园（分别为 $n = 12$ 和 $6$ ）每年的情况。箱线图展示上下四分位数，须线表示第95百分位数，线条表示中位数，三角形表示平均值。加里曼丹国家公园内每年燃烧面积的平均减少百分比以蓝色文字标注。

泥炭地恢复对排放的影响。我们利用加里曼丹保护区内火灾发生率的降低和土壤湿度的增加，估算在泥炭地恢复政策下可能实现的火灾排放减少量。我们模拟了恢复249万公顷退化泥炭地（印度尼西亚泥炭地恢复机构规划的面积）情景下的烧毁面积和排放量。火灾更易发生在因土地利用变化和排水而变得脆弱的区域<sup>54,55</sup>，因此历史火灾发生地很可能也是未来火灾发生地——研究发现加里曼丹退化泥炭地在1990至2011年间曾反复燃烧多达八次<sup>56</sup>。我们通过识别2004–2015年间PM<sub>2.5</sub>排放最严重的泥炭地来确定恢复区域。基于对保护区的评估（见方法及附表4），我们设定每个恢复区域面积为~500平方公里（5万公顷），249万公顷相当于51个恢复区域。所选恢复区域均位于加里曼丹和苏门答腊，大部分集中于中加里曼丹南部或南苏门答腊（图3）。针对2004年至2015年间的每一年，我们计算了若在火灾发生前完成249万公顷恢复可能实现的火灾及关联排放变化量。每年我们根据该年加里曼丹国家公园内外烧毁面积与土壤湿度的比例，重新调整恢复泥炭地区域内的烧毁面积和土壤湿度数据，进而重算火灾排放量。

为评估我们对恢复区域火灾处理方式的不确定性，我们探讨了另外两种情景对火灾排放的影响。第一种情景假设所有火灾在恢复的泥炭地上均被阻止。研究发现泥炭地恢复后火灾仍会持续发生<sup>57,58</sup>，这表明通过恢复实现“无火灾”目标的可能性较低。但该情景为无任何人为压力下的自然状态提供了参照，也是理论上恢复措施能达到的最大减排效果。最终情景假设所有泥炭火灾均被阻止，仅保留地表植被火灾及其相关排放。若泥炭地经过再湿润处理并在整个旱季保持饱和状态以防止泥炭燃烧，但地表仍持续发生火灾时，这种“无泥炭火灾”情景便可能出现。

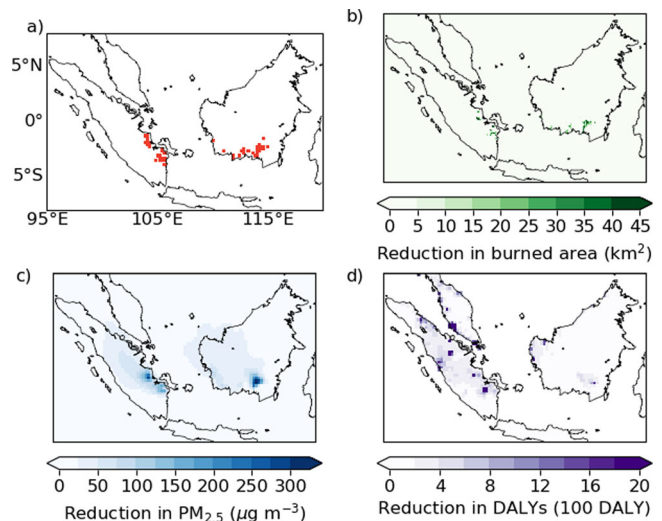


图3 泥炭地恢复对2015年8月至10月火灾的潜在影响。本研究中恢复的泥炭地位置以红色标示（a）。泥炭地恢复导致的燃烧面积减少（b）、PM<sub>2.5</sub>平均浓度降低（c）以及因PM<sub>2.5</sub>暴露造成的伤残调整寿命年（DALYs）减少（d）分别通过绿色、蓝色和紫色色阶表示。

2015年，苏门答腊和加里曼丹总烧毁面积中15%发生在选定恢复的区域。我们的分析表明，若将恢复程度提升至国家公园水平，2015年泥炭地烧毁面积可减少37%（图2），从而使加里曼丹和苏门答腊整体烧毁面积减少6%。恢复措施使8月–10月PM<sub>2.5</sub>排放量从9.45太克降至7.27太克，降幅达24%；CO<sub>2</sub>排放量从962太克减至790太克，降幅18%（图3）。CO<sub>2</sub>减排比例低于PM<sub>2.5</sub>，因后者更多源自泥炭火灾，而泥炭火灾通过减少烧毁面积和燃烧深度实现双重减排。其他年份的减排效果较小，PM-2.5降幅为8–15%，CO<sub>2</sub>降幅为6–11%（图4）。相比之下，针对泥炭地新农业特许权的暂停政策据估计仅使CO<sub>2</sub>排放减少2.5–7.2%<sup>59</sup>。

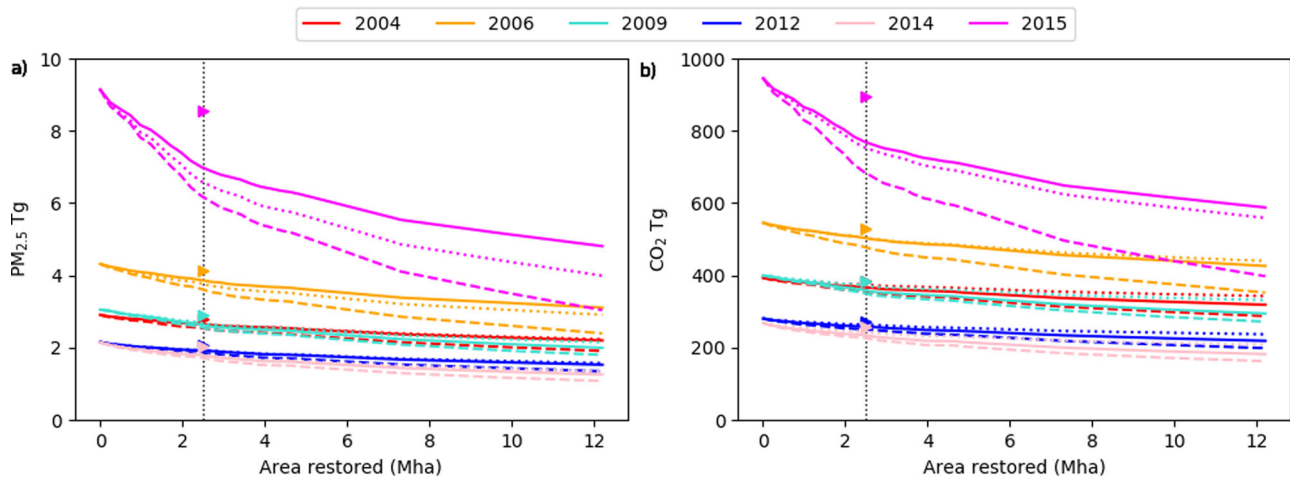


图4 泥炭地恢复情景下火灾排放的减少。不同泥炭地恢复情景下PM<sub>2.5</sub> (a)和CO<sub>2</sub> (b)的排放量（国家公园情景：实线，无泥炭火灾：虚线，无火灾：点划线）。三角形显示在国家公园情景下随机定位249万公顷时的排放量。黑色虚线垂直线表示已恢复249万公顷。

恢复泥炭地还将减少与退化相关的泥炭地氧化所排放的碳<sup>60–62</sup>；然而，这一效益并未纳入我们的研究中。

图4展示了不同泥炭地恢复情景下的PM<sub>2.5</sub>和CO<sub>2</sub>排放量。在恢复的泥炭地上实施‘无火灾’情景可实现最大减排（图4）。在恢复249万公顷的情景下，‘无火灾’情景使2015年的PM<sub>2.5</sub>排放减少32%，CO<sub>2</sub>排放减少26%。其他年份的排放量减少了9–19%。‘无泥炭火灾’情景对CO<sub>2</sub>的减排效果与国家公园情景相似，但PM<sub>2.5</sub>排放的减少幅度有所不同。2015年严重干旱导致泥炭火灾深入地下时，‘无泥炭火灾’情景比国家公园情景更有效，PM<sub>2.5</sub>排放减少27%，而国家公园情景为23%。在其他泥炭火灾对排放贡献较小的年份，‘无泥炭火灾’与国家公园恢复情景的减排效果相近：分别为5–14%和6–15%（图4）。这表明，在严重干旱年份，通过泥炭地再湿润防止火灾烧入泥炭层是最有效的措施；而在干旱程度较轻的年份，减少火灾次数和过火面积可能更为重要。国家公园恢复情景在多数年份的减排效果最弱（图4），我们采用该情景估算泥炭地恢复的效益。目前关于已恢复泥炭地火灾易感性的数据较少，且泥炭地恢复干预措施的有效性仅基于小规模试验<sup>48</sup>。若恢复效果不佳，实际减排量可能低于本文估算值。

我们使用区域大气化学模型模拟了2015年泥炭地恢复对区域空气质量的影响。泥炭地恢复措施下的排放减少使得研究区域PM<sub>2.5</sub>平均浓度降低28%（从76降至55 μg/立方米<sup>-3</sup>），人口加权PM<sub>2.5</sub>浓度降低26%（从27降至20 μg/立方米<sup>-3</sup>）。我们估算该地区因暴露于PM<sub>2.5</sub>导致的超额死亡人数在实施泥炭地恢复后减少了11,914人（21%），从55,819人降至43,905人。由PM<sub>2.5</sub>暴露引发的伤残调整寿命年（DALYs）减少46万，从219万降至172万。虽然PM<sub>2.5</sub>浓度降幅在恢复地块附近最为显著，但暴露水平及相关DALYs的降低在区域范围内分布更为广泛（图3）。对于其他年份，我们

估计恢复可使伤残调整寿命年减少17,000至94,000。

扩大泥炭地恢复规模的潜力。印度尼西亚拥有约2100万公顷泥炭地，其中苏门答腊和加里曼丹占1300万公顷<sup>1,63</sup>，估计其中1150万公顷已退化<sup>5</sup>。我们探讨了泥炭地恢复效益如何随恢复规模变化（图4）。每种情景下，优先恢复2005–2015年间PM<sub>2.5</sub>排放量最高的泥炭地。随着泥炭地恢复面积扩大，PM<sub>2.5</sub>和CO<sub>2</sub>排放量急剧下降。尽管政府计划恢复的249万公顷泥炭地能显著减少排放，但在高火灾年份（如2015年）恢复更多土地仍可进一步减排。若将所有泥炭地恢复至国家公园状态，PM<sub>2.5</sub>排放量可减少54%；在‘无火灾’情景下减排率可达77%。泥炭地恢复面临生态、政治、经济、法律、社会 and 后勤等多重挑战<sup>47</sup>，这些重大障碍可能限制印度尼西亚大规模泥炭地恢复的潜力。

火灾高度集中在泥炭地退化和土地利用变化的区域。2015年，53%的火灾检测发生在仅占土地面积12%的泥炭地上，其中退化泥炭地的火灾检测最为频繁<sup>55</sup>。因此，优先考虑泥炭地恢复的区域至关重要。我们选择了前几年火灾碳排放最严重的地区，这优化了排放的减少。随机分配249万公顷的恢复区域会使排放减少量降低一半以上（图4），这表明如果要最大化效益，有针对性地进行恢复非常重要。泥炭地首次燃烧时的碳排放最大，随后火灾的排放通常会减少<sup>56</sup>。因此，在火灾高风险区域恢复未燃烧的泥炭地将带来最大的排放减少。在我们分析的规模上，指定用于恢复的区域将包括已燃烧和未燃烧的泥炭地。

泥炭地恢复的经济成本和效益。泥炭地恢复减少了火灾的发生，从而带来经济效益，表现为减少因火灾造成的损失和损害。图5显示了如果在2004年–2015年火灾之前恢复了249万公顷泥炭地，将减少的损失和损害。在研究6年期间，总减少量估计为

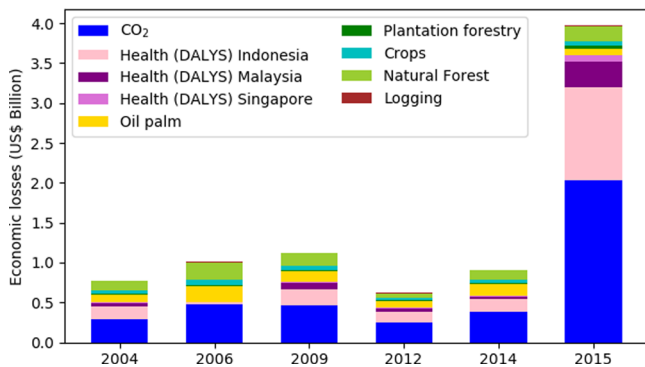


图5 泥炭地恢复后火灾造成的经济损失和损害的预估减少量。柱状图显示了按类别划分的经济损失减少量（单位：十亿美元）。伤残调整寿命年（DALYs）成本按受影响国家划分。

将达到84亿美元，其中2015年的损失和损害减少最为显著（40亿美元）。我们估算泥炭地恢复可使所有年份的火灾损失和损害降低9%，其中2015年减少14%。从多年整体来看，二氧化碳<sub>2</sub>排放的减少对成本降低贡献最大（46%），其次是健康相关损失的减少（30%）和土地覆盖损失的减少（24%）。其他与雾霾相关的成本（如交通和旅游业的中断）也可能随着PM<sub>2.5</sub>排放的减少而降低，但本研究未予考虑。

我们逐年单独分析，计算了若每次火灾事件前实施泥炭地恢复可能实现的成本降低。这为未来类似火灾事件中恢复措施可能带来的潜在节约提供了参考。由于火灾受气象和人为驱动因素的复杂组合影响，预测常规情景和泥炭地恢复情景下未来火灾成本具有挑战性。此外，系统中一系列物理、社会和经济的反馈效应<sup>21</sup>进一步复杂化了响应机制，本文未对此进行评估。

世界银行<sup>22</sup>指出，恢复200万公顷泥炭地的成本为19亿美元，远低于我们估算的经济效益。若考虑恢复区域内农业用地和种植园的回购价值，恢复成本将上升。本研究中拟恢复的土地中，30万公顷为油棕特许权地，40万公顷为木纤维特许权地，60万公顷用于其他农作物种植。根据土地价值估算，本研究建议恢复的土地一次性回购成本约为13-41亿美元，使得249万公顷泥炭地的总恢复成本达到32-60亿美元。另一项研究估计恢复成本将超过46亿美元<sup>64</sup>。无论采用哪个数值，泥炭地恢复成本都低于因减少火灾相关损失带来的效益。

泥炭地恢复成本未必需要印度尼西亚独自承担。印度尼西亚火灾减少将为印度尼西亚、马来西亚和新加坡带来健康效益。Lin等学者<sup>65</sup>指出，新加坡民众愿意支付6.435亿美元换取火灾减少带来的健康效益。碳排放和气候变化也是全球性问题。我们的分析进一步证实了需要将火灾因素纳入减少毁林和森林退化所致排放量（REDD+）项目<sup>66</sup>。

我们的分析中存在一系列不确定性。对农作物、种植园和森林的损失和损害的估计综合了烧毁面积的不确定性、土地利用制图的不确定性以及不同土地覆盖的价值。CO<sub>2</sub>经济成本的估计结合了烧毁面积、生物量消耗的不确定性

与植被负荷和燃烧深度及排放因子相关<sup>67</sup>，以及与CO<sub>2</sub>相关的损害价值。排放估计未考虑反复火灾在排水泥炭地上导致的排放下降<sup>56</sup>。健康影响估计结合了颗粒物暴露的不确定性与浓度响应函数的不确定性以及健康影响的经济成本。尽管存在这一系列广泛的不确定性，我们的估计与之前关于排放<sup>23</sup>、<sup>24</sup>、<sup>68</sup>、人口暴露于颗粒物<sup>25</sup>、<sup>69</sup>、<sup>70</sup>、相关健康影响<sup>24-26</sup>以及经济成本<sup>22</sup>的估计一致。

我们的分析旨在涵盖火灾造成的主要经济损失和损害，但未能估计火灾对生物多样性、就业、生计维持或区域气候的重要影响。因此，我们可能低估了火灾的经济成本和泥炭地恢复的效益。苏门答腊和婆罗洲的森林和泥炭地是重要的生物多样性热点<sup>71</sup>，火灾导致的森林退化会降低森林的生物多样性价值<sup>66</sup>。森林的丧失和退化还会影响区域气候，增加局部温度，减少区域降雨<sup>72</sup>，并降低下游水资源的可用性和质量<sup>73</sup>。森林火灾还会损害非木材林产品<sup>74</sup>，这对当地生计有重要贡献。我们对火灾污染健康影响的评估未包括对心理健康和其他更广泛健康影响<sup>75</sup>的评估，也未包括与健康影响治疗相关的公共卫生成本。相反，火灾是印度尼西亚广泛采用的重要土地管理方法，零燃烧政策可能对生计产生负面影响<sup>76</sup>。未来的成本效益分析需要评估更广泛的影响，以更全面地反映火灾的成本以及与泥炭地恢复相关的效益和权衡。

政策启示。我们的研究对土地管理和土地利用政策具有重要启示，涉及：(i) 使用火灾作为土地清理技术所造成的损失和损害，(ii) 泥炭地恢复作为火灾预防策略的成本效益，以及(iii) 泥炭地恢复能够最大限度带来环境、经济和健康效益的条件。

我们量化了与火灾相关的损失和损害，并表明这些损失超过了农民和土地管理者使用火灾而非更昂贵的机械土地清理所节省的成本。降低土地清理成本常被列为使用火灾清理土地的理由<sup>41,44</sup>，但火灾的潜在蔓延和对农作物的损害很少被视为减少火灾使用的动机<sup>77,78</sup>。由于火灾蔓延、重叠的土地主张以及排水对邻近土地的影响<sup>79</sup>，火灾归因变得困难<sup>79</sup>，这使有效指导火灾扑灭工作变得复杂。当地对火灾减少计划的支持是其成功的关键因素<sup>47,80</sup>，这些计划需要确定对当地人重要的激励和制裁措施<sup>78</sup>。

我们的分析表明，泥炭地恢复是一种成本效益策略，可预防泥炭地火灾，支持印度尼西亚政府的现有政策。通过减少与火灾相关的损失和损害（与CO<sub>2</sub>排放、长期健康影响及土地覆盖损害相关）所带来的经济效益，超过了泥炭地恢复的相关成本。泥炭地恢复的效益从局部财产损失的减少，到区域空气质量和公共卫生的改善，再到全球CO<sub>2</sub>排放的降低。恢复的效益取决于恢复的土地面积及恢复地点。恢复应针对历史上最易发生火灾的区域。



当前的恢复计划可能并不总是如此<sup>35</sup>。

针对恢复泥炭地所考虑的不同火灾情景，揭示了恢复效益的潜在差异。未来需通过详细监测泥炭地恢复及其对火灾的影响，为干预措施设计提供依据并优化恢复的\*\*成本效益分析\*\*。恢复措施可包括\*\*渠道堵塞\*\*以实现泥炭\*\*再湿润\*\*，以及对\*\*退化的泥炭地\*\*进行\*\*植被恢复\*\*。

再湿润的泥炭地难以自然恢复植被<sup>64</sup>，因此\*\*恢复计划\*\*中应包含植被恢复措施。植被恢复成本高昂，现行计划仅对27%的\*\*恢复区域\*\*实施\*\*重新造林\*\*<sup>35</sup>。泥炭地再湿润与植被恢复是应对\*\*泥炭地火灾\*\*最具争议的方案之一，\*\*资源使用者\*\*与\*\*政策制定者\*\*之间存在严重分歧<sup>81</sup>。有效传达泥炭地恢复带来的显著\*\*健康效益\*\*，有助于争取更广泛\*\*利益相关者\*\*对\*\*恢复干预措施\*\*的支持<sup>82</sup>。泥炭地恢复可能面临严峻的\*\*社会经济\*\*与\*\*文化挑战\*\*，这将制约可实现的恢复规模。从项目初期就与利益相关方沟通，理解并化解\*\*农民和土地所有者的担忧\*\*，是泥炭地恢复的关键环节<sup>83</sup>。研究还表明，防止\*\*完整的泥炭地\*\*退化至关重要。

\*\*印度尼西亚\*\*已颁布\*\*原始森林\*\*砍伐禁令，但仅覆盖该国32%的泥炭地，大量区域仍处于脆弱状态<sup>84</sup>。我们证实\*\*保护区\*\*（特别是\*\*加里曼丹\*\*的\*\*国家公园\*\*）能有效减少泥炭地火灾及关联\*\*排放\*\*，这为将保护区作为\*\*火灾管理工具\*\*在印尼推广提供了依据。分析发现不同保护区减少火灾的效果存在差异，凸显了加强保护区\*\*有效管理\*\*<sup>85</sup>与泥炭地恢复的必要性。尽管泥炭地火灾贡献了大部分\*\*总排放量\*\*，但\*\*矿质土壤\*\*上的火灾仍占重要比例，同样需要治理。矿质土壤上的\*\*森林\*\*还具有极高的\*\*生物多样性\*\*<sup>86</sup>，这为保护其免遭\*\*森林砍伐\*\*与\*\*退化\*\*提供了额外依据。

总之，我们证明了印度尼西亚退化泥炭地恢复（包括再湿润和植被恢复）带来的显著国家和国际效益。我们的研究证实，恢复的效益超过成本，为印度尼西亚恢复249万公顷退化泥炭地的计划提供了支持证据。我们表明，更雄心勃勃的恢复计划将带来更大的效益，特别是如果恢复针对过去易受火灾影响的区域，以最大化泥炭地恢复在火灾预防、环境、健康和经济方面的效益。未来气候变化下，印度尼西亚干旱频率增加，进而导致火灾风险上升<sup>87</sup>，这为雄心勃勃且有效的泥炭地恢复创造了更紧迫的需求。

#### 方法 火灾排放

**ns.** We used fire emissions and burned area from FINNpeatSM (补充图1)，是NCAR火灾清单(FINNv1.5)<sup>88</sup>的扩展。FINNpeatSM排放是专门为印度尼西亚火灾创建的，使用了最近计算的印度尼西亚泥炭火灾排放因子和根据表层土壤湿度调整的泥炭燃烧深度。FINN中火灾的位置和燃烧面积基于MODIS热点。该排放清单在Kiely等人<sup>89</sup>中进一步描述，并已对本文研究的所有年份进行了全面评估<sup>24</sup>。火灾排放清单通常要么排除热带泥炭火灾<sup>88</sup>，要么低估排放<sup>23</sup>，这是由于确定消耗的地下燃料和热带泥炭排放因子的困难。2015年FINNpeatSM PM<sub>2.5</sub> 排放总量是FINNv1.5给出的3.5倍，是GFED4s<sup>89</sup>给出的1.7倍。我们将分析重点放在印度尼西亚的主要火灾季节，并报告每年8月1日至10月31日发生的火灾值。

健康影响。我们采用与Kiely等人<sup>24</sup>相同的方法估算火灾造成的伤残调整寿命年，该方法简述如下。PM<sub>2.5</sub> 浓度由WRF-chemv3.7.1模型模拟，分辨率为30公里，垂直方向从地表至50 hPa共33层。模拟时段为每年8月至10月，化学模块经过14天启动期。气象数据每15-16天通过国家环境预报中心全球预报系统<sup>90</sup>重新初始化，期间气象场自由运行。火灾排放采用FINNpeatSM模型表征，人为排放源自EDGAR-HTAP2数据库<sup>91</sup>（2010年数据），生物源排放来自MEGAN模型（自然排放气体与气溶胶模型）<sup>92</sup>。气相化学反应由MOZART模型（臭氧及相关化学示踪剂模型第4版）<sup>93</sup> 计算，气溶胶过程（粒径分段：0.039–0.156、0.156–0.625、0.625–2.5及2.5–10 μm）通过MOSAIC模型（气溶胶相互作用与化学模拟模型）<sup>94,95</sup>表征。模型中火灾二次有机气溶胶（SOA）生成量按Spracklen等人<sup>96</sup>的方法计算，取火灾CO排放量的4%。火灾对PM浓度的贡献通过有无火灾情景的模拟差值计算。这些模拟设置与Kiely等人<sup>24</sup>相同，但2015年存在差异——Kiely等人的模拟采用每月重新初始化气象场的设置，这导致2015年模拟PM浓度及相应健康影响评估存在一定偏差。

人口加权的PM<sub>2.5</sub>(PW) 使用全球网格化人口第4版(GPWv4)<sup>97</sup>的数据计算得出。

$$PW = \sum C_i * P_i / P_{tot} \quad (1)$$

其中C<sub>i</sub> 为网格单元中的PM<sub>2.5</sub> 浓度，P<sub>i</sub>为网格单元的人口数，P<sub>tot</sub>为该区域总人口数。

网格单元*i*中疾病*j*每年导致的过早死亡人数*M*计算公式为：

$$M_{ij} = P_i I_i (RR_{jc} - 1) / RR_{jc} \quad (2)$$

式中P<sub>i</sub>为人口*i*，I<sub>i</sub>为疾病*j*的基准死亡率（死亡年份<sup>-1</sup>），RR<sub>jc</sub>为PM<sub>2.5</sub> 浓度*c*(μg m<sup>-3</sup>)下疾病*j*的相对风险。PM<sub>2.5</sub> 浓度为年度平均值，其中1-7月及11-12月数据采用无火灾情景模拟中8月的平均PM<sub>2.5</sub> 值。基准死亡率与人口年龄结构数据来自全球疾病负担2017<sup>98</sup>，相对风险值取自全球暴露死亡率模型(GEMM)<sup>99</sup> 的非意外死亡率（非传染性疾病及下呼吸道感染）数据。伤残调整寿命年计算公式为

$$DALY = YLL + YLD \quad (3)$$

其中，

$$YLD_{ij} = P_i I_{YLL} (RR_{jc} - 1) / RR_{jc} \quad (4)$$

and

$$YLD_{ij} = P_i I_{YLD} (RR_{jc} - 1) / RR_{jc} \quad (5)$$

其中P<sub>i</sub>为*i*地区的人口，I<sub>YLL</sub>和I<sub>YLD</sub>分别为对应的寿命损失年与伤残生存年基准率（死亡年份取自全球疾病负担2017）。RR<sub>jc</sub>为疾病*j*在PM<sub>2.5</sub> 浓度*c* (μg m<sup>-3</sup>) 下的相对风险，数据源自全球暴露-死亡率模型。该模型基于大规模队列数据验证，提供了上下不确定性区间，并用于生成具有95%不确定性区间的健康影响估计。

采用不同PM<sub>2.5</sub>浓度下的相对风险函数是评估PM<sub>2.5</sub> 暴露<sup>99</sup>健康影响的成熟方法，此前已应用于印度尼西亚火灾排放<sup>25、26、100</sup>。通过全球暴露-死亡率模型与模拟的PM<sub>2.5</sub> 浓度，估算2015年火灾导致的过早死亡人数为56,000，低于先前估计值（76,000–100,000）<sup>25、26</sup>，这归因于相对风险函数的敏感性较低<sup>24</sup>。

火灾成本。为了计算火灾对农业和其他土地利用造成的损害所产生的经济成本，我们结合火灾位置与土地覆盖数据，计算了各类土地覆盖的烧毁面积，再乘以该土地覆盖的价值。我们使用FINNpeatSM模型提供1平方公里分辨率的火灾位置数据。为考虑更小空间尺度上火灾损害的异质性，我们将2015年苏门答腊和加里曼丹地区FINNpeatSM估算的烧毁面积（63,938平方公里）按0.59的比例缩放，以匹配Lohberger等人通过哨兵1号卫星分析得出的烧毁面积估算值（37,860平方公里）<sup>43</sup>。其他年份的FINNpeatSM烧毁面积也按相同比例缩放。

我们确定了油棕种植园、木纤维种植园、橡胶种植园、农作物、伐木特许权及天然林的位置。油棕、木纤维和橡胶种植园的位置数据来自透明世界创建的2014年植树造林数据，通过全球森林观察平台获取。农田类别数据采用欧洲航天局气候变化倡议（ESA CCI）2015年土地覆盖数据<sup>101</sup>（从全球森林观察下载），并剔除了植树造林数据中的油棕种植园区域。伐木特许权数据来自环境与林业部2019年资料。我们将ESA土地覆盖数据中的原始森林类别定义为天然林，并排除了伐木特许权区域。

土地利用的空间分布存在不确定性。结合不同数据集的土地覆盖类别可能会导致一些差异。日期

土地覆盖数据存在差异，且某些土地利用类型可能是在火灾发生后建立的。土地覆盖类型的遥感监测同样存在不确定性，例如植树造林数据声称总体准确率为79%<sup>102</sup>。数据可用性限制我们只能使用静态的土地利用/土地覆盖数据。这一必要的简化意味着我们将无法反映由土地利用和土地覆盖变化驱动的长期趋势。

我们将土地价值估算为该土地利用的净现值（NPV）。我们计算5同年（2015年）的财务影响，并将所有价值调整为2015年美元。对于森林，我们采用每公顷4079美元的NPV<sup>-1</sup>，基于96项研究<sup>103</sup>对供给、调节和文化服务的货币价值评估。我们从估算中排除了气候调节价值，因为我们单独估算这一项。对于所有其他土地利用类型，我们采用先前研究的平均值（跨越种植园轮作周期）NPV：油棕（每公顷8885美元<sup>-1</sup>）<sup>104–110</sup>、橡胶（每公顷1662美元<sup>-1</sup>）<sup>105、106</sup>、农作物（水稻和玉米；每公顷827美元<sup>-1</sup>）<sup>105</sup>、伐木（每公顷7713美元<sup>-1</sup>）<sup>105、107、108</sup>，以及木材（金合欢；每公顷1206美元<sup>-1</sup>）<sup>105</sup>。

为计算CO<sub>2</sub>排放的估算损害价值，我们将FINNpeatSM排放清单<sup>24</sup>中的CO<sub>2</sub>排放量与2009–2020年欧盟排放交易体系（EU ETS）111 +CO<sub>2</sub>的收盘均价（€10.8吨CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>）相乘，并按1.09汇率换算为美元，得到11.8美元/吨CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>。这与其它研究中使用的10美元/吨CO<sub>2</sub><sup>-1</sup>相近<sup>112,113</sup>。

为计算火灾健康影响的经济成本，我们将烟雾暴露导致的伤残调整寿命年（DALYs）数量乘以单个DALY的经济价值。估算DALY经济价值时，我们采用2012至2030年印度尼西亚非传染性疾病（NCDs）造成的经济损失（估计为4.47万亿美元，相当于每年2350亿美元<sup>-1</sup>）。假设非传染性疾病每年导致5000万DALYs<sup>115</sup>，计算得出每DALY成本为4710美元。与世界银行和健康指标与评估研究所报告<sup>116</sup>中描述的基于福利和收入的空气污染成本估算方法相比，我们的方法能综合考虑火灾所有健康影响的成本，而非仅限死亡率。此外，该方法采用印度尼西亚本土数据，而基于福利的方法需根据其他国家研究进行调整。

我们对所有国家的伤残调整寿命年采用相同的经济价值，因此对马来西亚和新加坡的成本可能被低估。尽管本研究中估算的其他成本仅来自印度尼西亚火灾，但计算伤残调整寿命年的模拟也包括了马来西亚、文莱和泰国的一些火灾。这些非印度尼西亚火灾在不同年份仅贡献了3–7%的PM<sub>2.5</sub>排放。对于2015年，仅使用非印度尼西亚火灾模拟的PM<sub>2.5</sub>来估算这些火灾导致的死亡和伤残调整寿命年占火灾总影响的3%，其他年份可能类似（见补充材料）。

在本研究中，我们比较的是不同年份的火灾事件，而非考虑一个时间段。因此，我们保持每年的净现值、CO<sub>2</sub>和伤残调整寿命年成本不变，使得不同年份成本之间的唯一差异源于火灾的不同。这意味着成本仅与每次火灾事件的规模相关，而非事件发生的时间。

与更昂贵的机械方法相比，使用火灾清理土地的成本降低也已计算得出。火灾与零燃烧清理方法的成本差异取自古永和西莫兰基尔<sup>45</sup>的数据，非泥炭地为每公顷156美元<sup>-1</sup>，泥炭地为每公顷848美元<sup>-1</sup>，这是2004年至2015年经通胀调整后的平均值。总成本节约的计算基于原始森林火灾面积，假设这些火灾均为土地转换而故意焚烧，再乘以每公顷节约的成本。我们假设其他土地覆盖类型的清理成本无差异<sup>45,45</sup>。使用火灾作为土地清理方法的成本节约因土地类型和地区而异，在存在多个估值时我们采用了上限估计。

泥炭地恢复。为评估泥炭地恢复的潜在影响，我们假设泥炭地区域可恢复至当前保护区内的状态。为确定土地保护效果，我们分析了保护区内外的烧毁面积与土壤湿度。泥炭地分布图采用世界资源研究所的数据，土壤湿度数据采用美国国家航空航天局<sup>117</sup> 9公里分辨率的土壤湿度主动被动卫星（SMAP）产品。保护区数据来自全球森林观察下载的世界保护区数据库。保护区分为九类：狩猎保护区、大森林公园、狩猎公园、国家公园、自然休闲公园、自然保护区、防护林、野生动物保护区和未指定区域。我们将世界遗产公园、国际重要湿地拉姆萨尔和联合国教科文组织生物圈保护区归为国家公园。针对每个保护区，计算其内部8月至10月每平方公里泥炭地燃烧面积与保护区0.25°边界范围内对应的比率（逐年计算）。同时比较2015年8月至10月各月保护区内泥炭地平均土壤湿度与0.25°边界范围内的对应值，得出各保护区逐月土壤湿度比率。

我们分别计算了苏门答腊和加里曼丹所有保护区内泥炭地与非泥炭地烧毁面积及土壤湿度的平均比率（补充表2）。采用加里曼丹国家公园的平均烧毁面积与土壤湿度比率，

用于估算恢复后的区域烧毁面积及排放量。FINNpeatSM排放量根据恢复区域的烧毁面积和土壤湿度按这些比率重新计算。若恢复区域仅部分为泥炭地，非泥炭地火灾的烧毁面积按非泥炭地比率调整（补充表2）。

待恢复区域通过筛选0.2 × 0.2°（48,800公顷，488平方公里）网格单元确定，这些单元在2004年和2015年间的旱季排放总量最高。仅考虑泥炭地占比至少25%的网格单元。当恢复249万公顷土地时，其中225万公顷为泥炭地。同时评估了0.1 × 0.1°（122平方公里）较小网格单元，但基于保护区规模效益分析表明，大面积保护区比小面积保护区具有更强的火灾减排效果（见补充材料）。排放量计算还包含苏门答腊和加里曼丹泥炭地上随机布设恢复区域的情景。采用Python随机模块（基于梅森旋转伪随机数生成器）进行网格单元随机分配，重复10次后取各情景排放量平均值，10次情景间差异较小（<3%）。为评估随恢复规模扩大的减排效果，恢复的488平方公里网格单元数量以5为增量逐步增加至100个，后以50为增量增至500个，每种情况均生成新的火灾排放数据。

为计算泥炭地恢复成本，我们将渠道堵塞的预估成本与待恢复土地的回购成本相结合。廖内（苏门答腊）可收获的油棕售价为每公顷3077美元。世界银行<sup>22</sup>建议油棕的一次性回购成本更高，达每公顷10,000美元<sup>-1</sup>。这两个数值被用作回购成本的下限和上限估计值。我们基于净现值假设其他土地利用类型的回购成本：木纤维为每公顷418—1357美元<sup>-1</sup>，农田为每公顷287—931美元<sup>-1</sup>。

恢复后的健康影响。针对2015年，我们使用WRF-chem模型模拟了泥炭地恢复情景下的PM<sub>2.5</sub>浓度排放，并基于这些模拟数据重新计算了健康影响。恢复对公共卫生的影响通过基线模拟与恢复情景排放模拟之间的健康影响差异来评估。

对于2015年以外的年份，我们直接从PM<sub>2.5</sub>排放的减少量估算恢复措施带来的伤残调整寿命年降低值。火灾烟雾暴露导致的伤残调整寿命年与PM<sub>2.5</sub>排放呈线性下降关系，比例为0.16百万伤残调整寿命年/太克PM<sub>2.5</sub>（见补充材料）。我们利用这一关系估算恢复情景下的伤残调整寿命年，如同Kiely等人<sup>24</sup>对过早死亡的估算方法。对于2015年，使用PM<sub>2.5</sub>排放数据及线性关系计算得到的恢复后伤残调整寿命年，与WRF-chem模型模拟的PM<sub>2.5</sub>浓度暴露估算结果相差不到1%，证明这一简化方法足以估算伤残调整寿命年。

报告摘要。研究设计的更多信息可参阅本文关联的《自然》研究报告摘要。

数据可用性 本研究中使用的火灾排放与b

本研究所用及生成的火灾排放与过火面积数据已存放于NERC EDS环境信息中心，可通过<https://doi.org/10.5285/fdae44ed-8b22-4935-b889-b4b271138385>访问。本研究所用透明世界植树造林数据可通过全球森林观察平台获取：<https://data.globalforestwatch.org/datasets/gfw::tree-plantations/about>。本研究所用欧洲航天局土地覆盖CCI数据访问地址为[www.esa-landcover-cci.org/?q=node/164](http://www.esa-landcover-cci.org/?q=node/164)。印度尼西亚环境与林业部提供的伐木特许权数据访问地址为<http://geoportal.menlhk.go.id/arcgis/rest/services/KLHK>。世界资源研究所泥炭地数据可通过全球森林观察平台获取：<https://data.globalforestwatch.org/datasets/gfw::indonesia-peat-lands/about>。联合国环境规划署与国际自然保护联盟联合维护的世界保护区数据库可通过保护星球平台访问：[www.protectedplanet.net/en](http://www.protectedplanet.net/en)。

代码可用性 为生成的所有代码

本研究使用了Python 2.7版，相关数据可根据合理请求向作者获取。

收稿日期：2020年11月27日；录用日期：2021年11月8日  
Published online: 02 December 2021

参考文献1. S.E.佩奇

J.O.利里和C.J.班克斯合著的《热带泥炭地碳库的全球与区域重要性》一文发表于《全球变化生物学》第17卷（2011年），第798至818页。



2. 达吉, G. C. 等人. 刚果盆地中部泥炭地复合体的年代、范围与碳储存. 自然出版集团 542, 86–90 (2017). 3. 波萨, M. R. C., 维杰达萨, L. S. 与 科莱特, R. T. 热带泥炭沼泽森林的生物多样性与保护. 生物科学 61, 49–57 (2011).
4. 佩奇, S. E. 与 贝尔德, A. J. 泥炭地与全球变化: 响应与恢复力. 环境资源年评 41, 35–57 (2016). 5. 米蒂宁, J., 石, C. 与 刘, S. C. 2015年马来西亚半岛、苏门答腊和婆罗洲泥炭地的土地覆盖分布及1990年以来的变化. 全球生态与保护 6, 67–78 (2016). 6. 马尔戈诺, B. A., 波塔波夫, P. V., 图鲁巴诺娃, S., 斯托勒, F. 与 汉森, M. C. 2000–2012年印度尼西亚原始森林覆盖损失. 自然气候变化 4, 1–6 (2014). 7. 奥斯汀, K. G., 施万特斯, A., 顾, Y. 与 卡西巴特拉, P. S. 印度尼西亚森林砍伐的成因? 环境研究快报 14, 1–9 (2019). 8. 加沃, D. L. A. 等人. 婆罗洲森林损失与工业种植园的兴衰(2000–2017). 保护通讯 11, 1–8 (2018). 9. 霍伊耶, A. 等人. 东南亚排水泥炭地当前及未来的二氧化碳排放. 生物地球科学 7, 1503–1514 (2010). 10. 多梅因, R., 库温伯格, J., 格拉泽, P. H., 约斯滕, H. 与 苏里安迪普特拉, I. N. N. 末次冰消期以来印度尼西亚泥炭地的碳储存与释放. 第四纪科学评论 97, 1–32 (2014). 11. 菲尔德里, D., 范德韦夫, G. R. 与 沈, S. S. P. 1960年以来人类对印度尼西亚干旱引发生物质燃烧的放大作用. 自然地球科学 2, 185–188 (2009). 12. 伍斯特, M. J., 佩里, G. L. W. 与 祖马斯, A. 前MODIS时代(1980–2000)婆罗洲(东南亚)火灾、干旱与厄尔尼诺的关系. 生物地球科学 9, 317–340 (2012). 13. 惠宁, V. 等人. 2015年东南亚海域火灾碳排放达1997年以来峰值. 科学报告 6, 1–8 (2016). 14. 陶菲克, M. 等人. 湿润热带地区水文干旱对野火烧毁面积的放大效应. 自然气候变化 7, 428–431 (2017). 15. 阿德里安托, H. A., 斯普拉克伦, D. V. 与 阿诺德, S. R. 2001–2012年印度尼西亚廖内省火灾与森林覆盖损失的关系. 森林 10, 1–17 (2019). 16. 加沃, D. L. A. 等人. 非干旱年份东南亚泥炭火灾的大气排放: 2013年苏门答腊火灾的证据. 科学报告 4, 1–7 (2014). 17. 陶菲克, M., 塞蒂亚万, B. I. 与 范拉宁, H. A. J. 东南亚人为改造湿地火灾风险增加. 人类环境杂志 48, 363–373 (2018). 18. 米蒂宁, J., 霍伊耶, A., 王, J., 石, C. 与 刘, S. C. 苏门答腊泥炭地退化与转化序列及其相互关系. 环境变化 12, 729–737 (2012). 19. 海曼, J. 等人. 基于卫星反演大气二氧化碳浓度估算2015年印度尼西亚火灾排放. 地球物理研究快报 44, 1537–1544 (2017). 20. 胡, Y., 费尔南德斯-阿内斯, N., 史密斯, T. E. L. 与 雷因, G. 阴燃泥炭火排放及其对区域性雾霾事件的贡献综述. 国际野火杂志 27, 293–312 (2018). 21. 佩奇, S. E. 与 霍伊耶, A. 火线前沿: 东南亚泥炭地. 皇家学会哲学汇刊B辑 371, (2016). 22. 世界银行. 火灾成本: 印度尼西亚 2015 年火灾危机的经济分析. <https://olc.worldbank.org/content/cost-fire-economic-analysis-indonesia%E2%80%99s-2015-fire-crisis> (2016). 23. 范德韦夫, G. R. 等人. 1997–2016 年全球火灾排放估算. 地球系统科学数据 9, 697–720 (2017). 24. 基利, L. 等人. 2004年至2015年赤道亚洲植被与泥炭火灾对空气质量与健康的影响. 环境研究快报 15, 1–12 (2020). 25. 科普利茨, S. N. 等人. 2015年9–10月赤道亚洲严重雾霾的公共健康影响: 通过新框架论证火灾管理策略减少下风烟雾暴露. 环境研究快报 11, 1–10 (2016). 26. 克里帕, P. 等人. 2015年赤道亚洲火灾导致的人口有害空气质量暴露. 科学报告 6, 1–9 (2016). 27. 库苏马宁蒂亚斯, S. D. A. 与 阿尔德里安, E. 2013年6月廖内省苏门答腊烟霾事件对区域空气污染的影响. 环境研究快报 11, 1–11 (2016). 28. 哈里森, S., 马龙, J. 与 巴特莱因, P. 载于《变化的气候、地球系统与社会》(Dodson, J. 编) 21–48 (施普林格·自然, 2010). 29. 洛曼, D. J., 比克福德, D. 与 索迪, N. S. 环境: 燃烧的议题. 科学 316, 376 (2007). 30. 瓦尔马, A. 刀耕火种的经济学: 1997–1998年印度尼西亚森林火灾案例研究. 生态经济学 46, 159–171 (2003). 31. 德门东萨, M. J. C. 等人. 亚马逊地区用火的经济成本. 生态经济学 49, 89–105 (2004). 32. 世界银行. 印度尼西亚经济季刊: 人力资本投资—2019年12月. <https://www.worldbank.org/en/country/indonesia/publication/december-2019-indonesia-economic-quarterly-investing-in-people> (2019).
33. 塔科尼, L. 预防东南亚的火灾与雾霾. 自然气候变化 6, 640–643 (2016). 34. 印度尼西亚共和国. 印度尼西亚: 首次国家自主贡献. <https://www4.unfccc.int/sites/NDCStaging/Pages/All.aspx> (2016). 35. 泥炭地恢复机构. 泥炭地恢复机构2016–2020年战略计划. (2016). 36. 阿德里安托, H. A., 斯普拉克伦, D. V., 阿诺德, S. R., 西唐风, I. S. & 夏菲娜, L. 印度尼西亚廖内省的森林与土地火灾主要与森林砍伐相关. 遥感 12, 1–12 (2020). 37. 雷因, G., 克利弗, N., 阿什顿, C., 皮罗尼, P. & 托雷罗, J. L. 阴燃泥炭火的严重性及其对森林土壤的破坏. 卡特纳 74, 304–309 (2008). 38. 佩奇, S. 等人. 东南亚低地热带泥炭地的恢复生态学: 当前认知与未来研究方向. 生态系统 12, 888–905 (2009). 39. 图鲁巴诺娃, S., 波塔波夫, P. V., 秋卡维娜, A. & 汉森, M. C. 巴西、刚果民主共和国和印度尼西亚持续的原生森林损失. 环境研究快报 13, 1–15 (2018). 40. 苏瓦尔诺, A., 范诺德维克, M., 魏卡德, H. P. & 苏亚姆托, D. 基于土地利用变化与生态系统服务(LUCES)的代理模型评估印度尼西亚森林转换暂停令. 全球变化减缓与适应策略 23, 211–229 (2018). 41. 塔科尼, L. 印度尼西亚火灾: 成因、代价与政策启示. 国际林业研究中心 occasional paper (2002). 42. 贾亚拉特纳, T. 等人. 2015年厄尔尼诺期间印度尼西亚中加里曼丹泥炭火灾排放的细颗粒物化学特征. 大气化学与物理 18, 2585–2600 (2018). 43. 洛伯格, S., 斯坦格, M., 阿特伍德, E. C. & 西格特, F. 基于哨兵1号卫星的印度尼西亚2015年火灾影响区域空间评估与碳排放估算. 全球变化生物学 24, 644–654 (2017). 44. 西莫朗基尔, D. 火耕: 大规模种植园真的是一种更廉价的土地准备方式吗? 全球变化减缓与适应策略 12, 147–164 (2007). 45. 居永, A. & 西莫朗基尔, D. 农业与林业中火耕的经济学——印度尼西亚初步综述. 收录于《东南亚灭火项目》(东南亚灭火项目, 2002). 46. 莫雷洛, T. 等人. 亚马逊地区的火灾、拖拉机与健康: 火灾政策的成本效益分析. 土地经济学 95, 409–434 (2019). 47. 哈里森, M. E. 等人. 印度尼西亚热带森林与泥炭地保护: 挑战与方向. 人与自然 10, 1–25 (2019). 48. 多洪, A., 阿卜杜勒·阿齐兹, A. & 达古施, P. 热带泥炭地恢复技术综述. 湿地 38, 275–292 (2018). 49. 柯伦, L. M. 等人. 印度尼西亚婆罗洲保护区内低地森林的损失. 科学 303, 1000–1003 (2004). 50. 斯普拉克伦, B. D., 卡拉曼丁, M., 加尔布雷思, D., 格洛尔, E. & 斯普拉克伦, D. V. 全球湿润热带森林保护区毁林情况分析. 公共科学图书馆·综合 10, 1–16 (2015). 51. 加沃, D. L. A. 等人. 评估保护区对减少苏门答腊热带森林砍伐的效果. 生物地理学杂志 36, 2165–2175 (2009). 52. 纳尔逊, A. & 乔米茨, K. M. 严格保护区与多用途保护区在减少热带森林火灾方面的有效性: 基于匹配方法的全球分析. 公共科学图书馆·综合 6, 1–14 (2011). 53. 布伦, C. 等人. 印度尼西亚毁林与保护区有效性分析: 贝叶斯空间模型比较. 全球环境变化 31, 285–295 (2015). 54. 菲尔德, R. D. 等人. 2015年印度尼西亚火灾活动与烟雾污染显示对厄尔尼诺诱发干旱的持续非线性敏感. 美国国家科学院院刊 113, 9204–9209 (2016). 55. 米蒂宁, J., 石, C. & 刘, S. C. 2015 年马来西亚半岛、苏门答腊与婆罗洲的火灾分布——特别关注泥炭地火灾. 环境管理 60, 747–757 (2017). 56. 科内奇尼, K. 等人. 排水热带泥炭地反复火灾导致的碳损失变异. 全球变化生物学 22, 1469–1480 (2016). 57. 里茨马, H., 利明, S., 库辛, K., 约希艾宁, J. & 沃斯滕, H. 印度尼西亚中加里曼丹退化热带泥炭地水文恢复的渠道堵塞策略. 卡特纳 114, 11–20 (2014). 58. 耶尼克, J., 沃斯滕, H., 布迪曼, A. & 西格特, F. 印度尼西亚泥炭地水文恢复规划以减少二氧化碳排放. 全球变化减缓与适应策略 15, 223–239 (2010). 59. 布施等人. 印度尼西亚暂停新油棕、木材和伐木特许权对减少毁林排放的效果. 美国国家科学院院刊 112, 1328–1333 (2015). 60. 伊拉万, S., 维迪亚斯托莫, T., 塔科尼, L., 瓦茨, J. D. & 斯特尼, B. 探索辖区REDD+设计: 以印度尼西亚中加里曼丹为例. 政策与经济 108, 2–9 (2019). 61. 米蒂宁, J., 霍伊耶, A., 维尔尼门, R., 刘, S. C. & 佩奇, S. E. 从碳汇到碳源: 1990 年以来东南亚岛屿泥炭广泛氧化. 环境研究快报 12, 1–10 (2017).

62. Deshmukh, C. S. 等人. 保护减缓了印度尼西亚热带泥炭地排放的增加. 自然地球科学 14, 484–493 (2021). 63. Warren, M., Hergoualc'h, K., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D. 和 Kolka, R. 使用国家泥炭地地图评估印度尼西亚巨大的泥炭碳储量: 转化带来的不确定性和潜在损失. 碳平衡与管理 12, 1–12 (2017). 64. Hansson, A. 和 Dargusch, P. 印度尼西亚泥炭地恢复的财务成本估算. 环境案例研究 2, 1–8 (2018). 65. Lin, Y., Wijedasa, L. S. 和 Chisholm, R. A. 新加坡愿意为减轻印度尼西亚跨境森林火灾雾霾支付费用. 环境研究快报 12, 1–8 (2017). 66. Barlow, J. 等人. 在REDD+计划中考考虑火灾的至关重要性. 生物保护 154, 1–8 (2012). 67. Reddington, C. L. 等人. 使用全球气溶胶模型和长期地面观测分析热带生物质燃烧的颗粒物排放. 大气化学与物理讨论 16, 11083–11106 (2016). 68. Niwa, Y. 等人. 通过现场飞机和船舶观测估算2015年赤道亚洲火灾引起的碳排放. 大气化学与物理讨论 9455–9473, 1–31 (2020). 69. Kim, P. S. 等人. 赤道亚洲人口烟雾暴露对火灾位置的敏感性. 大气环境 102, 11–17 (2015). 70. Marlier, M. E. 等人. 厄尔尼诺现象与东南亚景观火灾排放的健康风险. 自然气候变化 3, 131–136 (2012). 71. Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. 和 Kent, J. 保护优先的生物多样性热点. 自然 403, 853–858 (2000). 72. Ellison, D. 等人. 树木、森林和水: 为炎热世界提供的冷静见解. 全球环境变化 43, 51–61 (2017). 73. Creed, I. F. 等人. 为下游和顺风水管理森林. 森林与全球变化前沿 2, 1–8 (2019). 74. Sinha, A. 和 Brault, S. 评估非木材林产品提取的可持续性: 火灾如何影响可持续性. 生物多样性与保护 14, 3537–3563 (2005). 75. Reid, C. E. 等人. 野火烟雾暴露对健康影响的批判性评论. 环境健康展望 124, 1334–1343 (2016). 76. Tacconi, L. 和 Ruchiat, Y. 印度尼西亚东部的生计、火灾和政策. 新加坡热带地理杂志 27, 67–81 (2006). 77. Jefferson, U., Carmenta, R., Daeli, W. 和 Phelps, J. 描述对复杂社会生态问题的政策响应: 印度尼西亚泥炭地的60项火灾管理干预措施. 全球环境变化 60, 1–10 (2020). 78. Carmenta, R. 等人. 评估预防印度尼西亚泥炭火灾的干预措施组合. 全球环境变化 9, 1–11 (2020). 79. Gaveau, D. L. A. 等人. 重叠的土地权利要求限制了卫星监测无毁林承诺和无燃烧合规性的使用. 保护通讯 10, 257–264 (2017). 80. Watts, J. D. 等人. 激励合规: 评估针对性村庄激励措施在减少印度尼西亚火灾中的有效性. 森林政策与经济 108, 1–15 (2019). 81. Phelps, J., Zabala, A., Daeli, W. 和 Carmenta, R. 专家和资源使用者对泥炭地火灾解决方案的分歧. 世界发展 146, 105594 (2021). 82. Carmenta, R., Zabala, A., Daeli, W. 和 Phelps, J. 跨治理尺度的感知与印度尼西亚泥炭地火灾. 全球环境变化 46, 50–59 (2017). 83. Ward, C. 等人. 小农户对土地恢复活动的看法: 印度尼西亚苏门答腊热带泥炭地油棕区域的再湿润. 区域环境变化 21, 1–17 (2021). 84. Wijedasa, L. S. 等人. 否认热带泥炭地农业的长期问题将带来毁灭性后果. 全球变化生物学 23, 977–982 (2017). 85. Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B. 和 Hockings, M. 保护区的表现和潜力. 自然 515, 67–73 (2014). 86. Paoli, G. D. 等人. REDD中的生物多样性保护. 碳平衡与管理 5, 1–9 (2010). 87. Yin, Y. 等人. 赤道亚洲火灾碳排放的变异性及其对厄尔尼诺现象的非线性敏感性. 地球物理研究快报 43(10), 472–10,479 (2016). 88. Wiedinmyer, C. 等人. 来自NCAR的火灾清单 (FINN) ——一个高分辨率全球模型, 用于估算开放燃烧的排放. 地球科学模型开发讨论 3, 2439–2476 (2011). 89. Kiely, L. 等人. 2015年印度尼西亚泥炭火灾颗粒物排放的新估算. 大气化学与物理 19, 11105–11121 (2019). 90. 国家环境预测中心. 国家环境预测中心全球预报系统 (GFS) 分析和预报. HPSS <https://doi.org/10.5065/D65Q4TSG> (2007). 91. Janssens-Maenhout, G. 等人. HTAP\_v2.2: 2008年和2010年区域和全球排放网格地图的马赛克, 用于研究空气污染的半球传输. 大气化学与物理 15, 11411–11432 (2015). 92. Guenther, A. 等人. 使用MEGAN (天然气体和气溶胶排放模型) 估算全球陆地异戊二烯排放. 大气化学与物理 6, 3181–3210 (2006). 93. 埃蒙斯等人. 臭氧及相关化学示踪剂模型第4版 (MOZART-4) 的描述与评估. 地球科学模型开发 3, 43–67 (2010). 94. 扎维里、伊斯特、法斯特和彼得斯. 气溶胶相互作用与化学模拟模型 (MOSAIC). 地球物理研究杂志 113, 1–29 (2008). 95. 霍季奇和克诺特. WRF-Chem 3.6.1: 采用MOSAIC气溶胶的MOZART气相化学. (2014). 96. 斯普拉克伦等人. 气溶胶质谱仪对全球二次有机气溶胶预算的约束. 大气化学与物理 11, 12109–12136 (2011). 97. 国际地球科学信息网络中心 & NASA社会经济数据与应用中心. 全球网格化人口第4版 (GPWv4): 人口计数. 哥伦比亚大学. <https://doi.org/10.7927/H4NP22DQ>. (2016). 98. 健康指标与评估研究所. GBD比较数据可视化. (华盛顿大学IHME, 2019). 99. 伯内特等人. 长期暴露于室外细颗粒物相关死亡率的全球估计. 美国国家科学院院刊 115, 9592–9597 (2018). 100. 乌达、海因和阿特莫科. 评估泥炭地火灾的健康影响: 以印度尼西亚中加里曼丹为例. 环境科学与污染研究 26, 31315–31327 (2019). 101. 欧洲航天局. 土地覆盖CCI产品用户指南第2版. 技术报告. [https://www.esa-landcover-cci.org/?q=webfm\\_send/84](https://www.esa-landcover-cci.org/?q=webfm_send/84) (2017). 102. 透明世界. 人工林. 全球森林观察. [www.globalforestwatch.org](http://www.globalforestwatch.org). (2015年). 103. 德格鲁特等人. 生态系统及其服务价值的货币单位全球估计. 生态系统服务 1, 50–61 (2012). 104. 巴特勒、科和加祖尔. REDD的危机: 棕榈油可能破坏碳支付计划. 保护通讯 2, 67–73 (2009). 105. 索菲尤丁、拉赫曼努洛和苏延托. 印度尼西亚占碑省西丹戎贾邦区土地利用系统盈利性评估. 林业开放杂志 02, 252–256 (2012). 106. 索菲尤丁、苏延托、卡迪尔和德维. 印度尼西亚农民管理的低地农业可持续土地准备. 森林政策与经济 130, 102534 (2021). 107. 鲁斯兰迪和普茨. 高估东南亚保护成本. 生态与环境前沿 9, 542–544 (2011). 108. 费希尔、爱德华兹、吉安和威尔科夫. 保护东南亚低地雨林的高昂成本. 生态与环境前沿 9, 329–334 (2011). 109. 斯瓦托诺娃、赫拉克和卡布泰. 印度尼西亚棕榈油种植园的财务盈利性与敏感性分析. 门德尔大学农业与林业学报 63, 1365–1373 (2015年). 110. 努尔马哈尤、哈利德和埃尔萨迪格. 马来西亚雪兰莪泥炭地油棕种植的财务评估 5, 1–18 (2009). 111. 商业内幕. <https://markets.businessinsider.com/commodities/historical-prices/co2-european-emission-allowances/euro/23.4.2006-23.5.2020> (2020). 112. 布施等人. 构建经济激励以减少印度尼西亚境内毁林排放. 美国国家科学院院刊 109, 1062–1067 (2012). 113. 优素福、鲁斯和霍里奇. 印度尼西亚棕榈油从天然林扩张的暂停: 经济范围影响与国际转移的作用. 亚洲发展评论 35, 85–112 (2018). 114. 世界经济论坛. 印度尼西亚疾病经济学. (世界经济论坛, 2015年). 115. 姆博伊等人. 印度尼西亚全民医疗保健之路, 1990–2016: 2016年全球疾病负担研究的系统分析. 柳叶刀 392, 581–591 (2018). 116. 世界银行. 空气污染成本: 加强行动的经济依据 <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/25013> (2016). 117. 奥尼尔等人. 增强型L3辐射计全球每日9公里EASE网格土壤湿度第3版. 美国国家冰雪数据中心. <https://doi.org/10.5067/T90W6VRLCBHI>. (2019). 118. 普尔诺莫等人. 印度尼西亚森林和土地火灾的火灾经济与行动者网络. 森林政策与经济 78, 21–31 (2017).

致谢L.K. 的资助来自NERC SPHERES博士培训伙伴关系(NE/L002574/1)的学生奖学金及联合碳银行(UBoC)。

我们感谢使用由克里斯托夫·诺特开发的WRFotron脚本, 该脚本用于自动化具有重新初始化气象数据的WRF-chem运行。

## Author contributions

Conceptualisation by L.K., D.V.S., and S.R.A. Modelling work and analysis was completed by L.K., advised by D.V.S., S.R.A., and E.P. Health impact calculations were done by L.C. and L.K. Analysis of protected areas was completed by L.K. with help from H.A.A. C.K. provided WRFotron modelling scripts. L.K. provided fire emissions with help from C.W. L.K. prepared the manuscript, assisted by all authors.

## Competing interests

The authors declare no competing interests.

## Additional information

**Supplementary information** The online version contains supplementary material available at <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27353-x>.

**Correspondence** and requests for materials should be addressed to L. Kiely.

**Peer review information** *Nature Communications* thanks Joshua Ratcliffe, Caroline Sullivan and the other anonymous reviewers for their contribution to the peer review of this work. Peer reviewer reports are available.

**Reprints and permission information** is available at <http://www.nature.com/reprints>

**Publisher's note** Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



**Open Access** This article is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License, which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons license, and indicate if changes were made. The images or other third party material in this article are included in the article's Creative Commons license, unless indicated otherwise in a credit line to the material. If material is not included in the article's Creative Commons license and your intended use is not permitted by statutory regulation or exceeds the permitted use, you will need to obtain permission directly from the copyright holder. To view a copy of this license, visit <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

© The Author(s) 2021