

# Bruit, flammes et décalages

QUESTIONS ÉMERGENTES  
D'ORDRE ENVIRONNEMENTAL



**ONU**   
programme pour  
l'environnement

**50**   
1972-2022

**Frontières** 2022

# Frontières 2022

## © 2022 Programme des Nations Unies pour l'environnement

ISBN : 978-92-807-3962-6

Numéro de travail : DEW/2459/NA

La présente publication peut être reproduite en totalité ou en partie et sous quelque forme que ce soit à des fins éducatives ou non lucratives, sans autorisation spéciale du détenteur du droit d'auteur, à condition de la citer comme source. Le Programme des Nations Unies pour l'environnement apprécierait de recevoir un exemplaire de toute publication utilisant le présent document comme source.

La présente publication ne peut être ni revendue ni utilisée à quelque fin commerciale que ce soit sans l'autorisation écrite préalable du Secrétariat des Nations Unies. Toute demande d'autorisation, mentionnant l'objectif et la portée de la reproduction, doit être adressée au Directeur de la Division de la communication, Programme des Nations Unies pour l'environnement, P.O. Box 30552, Nairobi, 00100, Kenya.

## Clauses de non-responsabilité

Les appellations employées dans le présent document et la présentation des données qui y figurent n'impliquent aucune prise de position de la part du Secrétariat des Nations Unies quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

Certains graphiques ou illustrations figurant dans le présent document peuvent avoir été adaptés de contenus publiés par des tiers afin d'enrichir les interprétations des auteurs à l'aide des messages clés se dégageant des illustrations ou graphiques en question. Dans ce cas, les données présentées n'impliquent aucune prise de position de la part du Programme des Nations Unies pour l'environnement quant aux documents sources des graphiques ou illustrations utilisés.

La mention de toute société commerciale ou de tout produit dans la présente publication ne signifie nullement que le Programme des Nations Unies pour l'environnement ou les auteurs de ce document approuvent les sociétés ou produits cités. L'utilisation, à des fins de publicité, d'informations issues de la présente publication n'est pas autorisée. Les noms et symboles de marques commerciales sont utilisés à des fins rédactionnelles sans aucune intention de porter atteinte au droit des marques ou au droit d'auteur.

Les opinions exprimées dans la présente publication sont celles des auteurs et ne reflètent pas nécessairement celles du Programme des Nations Unies pour l'environnement. Nous déplorons toute erreur ou omission susceptible d'avoir été commise involontairement.

## © Cartes, photos et illustrations, comme précisé.

### Pour citer ce document

Programme des Nations Unies pour l'environnement, 2022.  
*Frontières 2022 : Bruit, flammes et décalages : questions émergentes d'ordre environnemental.* Nairobi.

### Production

Programme des Nations Unies pour l'environnement.  
<https://www.unep.org/frontiers>

---

# Frontières 2022

QUESTIONS ÉMERGENTES D'ORDRE ENVIRONNEMENTAL

# Table des matières

Ce rapport est conçu pour être lu sur un écran. Il se peut que la taille de police de certaines pages ne soit pas lisible lors de l'impression sur un format A4 standard.

## 1. Écouter les villes

Des environnements bruyants à des paysages sonores agréables



1. Les sons ambiants : notre environnement acoustique	8
2. Effets du son	9
3. Baisser le volume	11
4. Des décisions saines pour des paysages sonores positifs	12
Références	13

## 2. Les incendies de forêt dus aux effets du changement climatique

Une question brûlante



1. Vagues d'incendies de forêt extrêmes	24
2. Influences humaines sur les incendies de forêt	26
3. Évolution des conditions d'incendie due au changement climatique	28
4. Amélioration de la gestion des incendies de forêt face à la poursuite du changement climatique	30
Références	31

## 3. Phénologie

Les changements climatiques modifient le rythme de la nature



1. Une bonne synchronisation indispensable à l'harmonie de l'écosystème	42
2. Perturbation de l'harmonie de l'écosystème	43
3. Évolution vers de nouvelles synchronies	45
4. Passerelles vers de nouvelles harmonies	46
Références	47

# Avant-propos

L'humanité a altéré la planète à bien des égards, du réchauffement climatique à la réduction constante des milieux sauvages sur terre et dans la mer. Compte tenu de la complexité de la Terre, la science doit continuer à chercher des solutions aux problèmes soulevés ainsi qu'aux nouvelles menaces qui se présentent à nous.

C'est l'objectif du rapport Frontières du PNUE, qui définit et examine les questions environnementales actuelles ou émergentes. L'édition 2022 se penche sur trois questions : la pollution sonore dans les villes, la menace croissante des incendies de forêt et les décalages des événements saisonniers – tels que la floraison, la migration et l'hibernation, un domaine d'étude connu sous le nom de phénologie.

Avec la croissance des villes, la pollution sonore est devenue un risque environnemental majeur. Les niveaux élevés de bruit nuisent à la santé et au bien-être des personnes, en perturbant le sommeil ou en couvrant les communications acoustiques bénéfiques et positives de nombreuses espèces animales vivant dans ces zones. Cependant des solutions existent, allant des transports électrifiés aux espaces verts, qui doivent toutes être incluses dans la planification urbaine visant à réduire la pollution sonore.

Dans le même temps, des incendies de forêt dévastateurs se sont produits ces dernières années à travers le monde, de l'Australie au Pérou. Cette tendance à l'intensification des conditions météorologiques favorables aux incendies va probablement s'accroître, en raison de l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère et de l'aggravation des facteurs de risque liés aux incendies de forêt. La prochaine décennie sera déterminante pour renforcer la résilience et la capacité d'adaptation aux incendies de forêt, y compris dans les zones périurbaines. Des recherches complémentaires devraient aussi être menées sur l'exposition des groupes vulnérables aux risques avant, pendant et après les incendies de forêt extrêmes et sur les mesures prises pour accroître les efforts de prévention et de préparation aux incendies de forêt.

Si les incendies de forêt constituent une conséquence majeure du changement climatique, les changements phénologiques sont tout aussi inquiétants. Les plantes et les animaux se basent souvent sur la température, les précipitations et la longueur du jour pour déterminer la prochaine étape d'un cycle saisonnier. Toutefois, l'accélération du changement climatique ne permet pas à de nombreuses espèces végétales et animales de s'adapter, perturbant le fonctionnement des écosystèmes. Des mesures immédiates sont possibles, comme la réhabilitation des habitats, la construction de corridors écologiques pour améliorer la connectivité des habitats, le déplacement des limites des zones protégées et la préservation de la biodiversité dans les paysages productifs. Cependant, en l'absence d'efforts importants visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre, ces mesures de conservation ne feront que retarder la disparition des services écosystémiques essentiels.

Ce rapport nous montre qu'il est essentiel d'apprendre des écosystèmes et de trouver la manière d'y vivre en harmonie. Il n'est pas de société saine sans environnement sain. Il est donc nécessaire de s'appuyer sur des travaux scientifiques de qualité, comme le présent rapport Frontières, pour élaborer des politiques responsables favorisant un environnement sain.



**Inger Andersen**  
Directrice exécutive  
Programme des Nations Unies  
pour l'environnement

# Remerciements

## Écouter les villes : des environnements bruyants à des paysages sonores agréables

### Auteur

**Francesco Aletta**, École Bartlett d'environnement, d'énergie et de ressources, University College de Londres, Londres, Royaume-Uni

### Réviseurs

**Angel Dzhambov**, Faculté de santé publique, Université de médecine de Plovdiv, Plovdiv, Bulgarie

**Cecelia Anderson**, Programme des Nations unies pour les établissements humains (ONU-Habitat), Nairobi, Kenya

**Dominique Potvin**, Faculté des sciences, de la santé, de l'éducation et de l'ingénierie, Université de la Sunshine Coast, Moreton Bay, Australie

**Guillermo Rey-Gozaló**, Département de physique appliquée, Université d'Estrémadure, Badajoz, Espagne

**Hui Ma**, École d'architecture, Université de Tianjin, Tianjin, Chine

**Jin Yong Jeon**, Département d'ingénierie architecturale, Université de Hanyang, Séoul, République de Corée

**José Chong**, ONU-Habitat, Nairobi, Kenya

**Paulo Henrique Trombetta Zannin**, Département d'ingénierie mécanique, Université fédérale du Paraná, Paraná, Brésil

**Sohel Rana**, ONU-Habitat, Nairobi, Kenya

## Les incendies de forêt dus aux effets du changement climatique : une question brûlante

### Auteurs

**Andrew Dowdy**, Université de Melbourne, Melbourne, Australie

**Luke Purcell**, Centre national de partage des ressources de l'AFAC, Melbourne, Australie

**Sarah Boulter**, Université Griffith, Brisbane, Australie

**Livia Carvalho Moura**, Institut pour la société, la population et la nature, Brasília, Brésil

### Réviseurs

**Cristina Del Rocio Montiel-Molina**, Département de géographie, Université Complutense de Madrid, Madrid, Espagne

**Juan Pablo Argañaraz**, Institut Gulich (CONAE-UNC), CONICET, Córdoba, Argentine

**Matthew P. Thompson**, Centre de recherche des montagnes Rocheuses, Service des forêts des États-Unis, Colorado, États-Unis

**Sheldon Strydom**, Département de géographie et des sciences de l'environnement, École des sciences géographiques et spatiales, Université du Nord-Ouest, Mahikeng, Afrique du Sud

## Phénologie : les changements climatiques modifient le rythme de la nature

### Auteur

**Marcel E. Visser**, Département d'écologie animale, Institut néerlandais d'écologie (NIOO-KNAW), Wageningen, Pays-Bas

### Réviseurs

**Elsa Cleland**, Division des sciences biologiques, Université de Californie, San Diego, États-Unis

**Gary Tabor**, Centre pour la conservation des grands paysages, Montana, États-Unis

**Geetha Ramaswami**, Fondation pour la conservation de la nature, Bangalore, Inde

**Jan van Gils**, Institut royal néerlandais de recherche sur la mer, 't Horntje, Pays-Bas

**Kelly Ortega-Cisneros**, Département des sciences biologiques, Université du Cap, Afrique du Sud

**Leonor Patricia Cerdeira Morellato**, Département de botanique, Université d'État de São Paulo, São Paulo, Brésil

**Rebecca Asch**, Département de biologie, Université de Caroline Est, États-Unis

**Shoko Sakai**, Centre de recherche écologique, Université de Kyoto, Japon

**Yann Vitasse**, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, Birmensdorf, Suisse

### Réviseurs du PNUÉ

Andrea Hinwood, Dianna Kopansky, Edoardo Zandri, Jian Liu, Maarten Kappelle et Susan Mutebi-Richards, PNUÉ, Nairobi, Kenya

### Nous tenons tout particulièrement à remercier :

Yasuyuki Aono, Université de la préfecture d'Osaka, Japon ; Tatiana Bogdanova, Global Forest Watch, États-Unis ; Katherine Culbertson, Université de Californie, Berkeley, États-Unis ; Alexandra Horton, Royaume-Uni ; Frederik Baumgarten, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage, Suisse ; Angeline Djampou, Audrey Ringler, Brigitte Ohanga, Caroline Mureithi, Conor Purcell, Daniel Cooney, Jane Muriithi, Josephine Wambua, Kaisa Uusimaa, Katie Elles, Keishamaza Rukikaire, Magda Biesiada, Maria Vittoria Galassi, Miranda Grant, Moses Osani, Nada Matta, Nandita Surendran, Neha Sud, Nicolien Schoneveld-de Lange, Pauline Mugo, Pooja Munshi, Reagan Sirengo, Richard Waiguchu, Salome Chamanje, Samuel Opiyo, Sharif Shawky, Sofia Mendez, Tito Kimathi, Tal Harris, Virginia Gitari, Wambui Ndungu, Yawo Konko et Yunting Duan, PNUÉ, Nairobi, Kenya

### Équipe de production

**Responsables de production** : Edoardo Zandri et Maarten Kappelle, PNUÉ, Nairobi, Kenya

**Rédactrice en chef** : Pinya Sarasas, PNUÉ, Nairobi, Kenya

**Appui technique** : Allan Lelei et Rachel Kosse, PNUÉ, Nairobi, Kenya

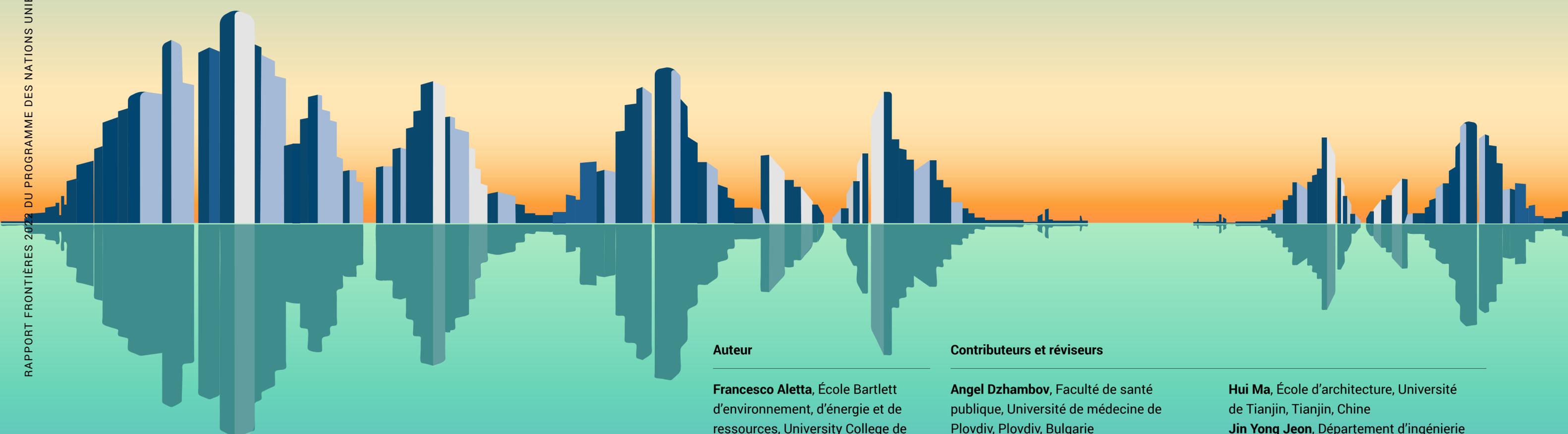
**Rédactrice scientifique** : Catherine McMullen, Canada

### Conception graphique et mise en page

Carlos Reyes, Reyes Work, Barcelone, Espagne

# Écouter les villes :

des environnements bruyants à  
des paysages sonores agréables



## Auteur

**Francesco Aletta**, École Bartlett d'environnement, d'énergie et de ressources, University College de Londres, Londres, Royaume-Uni

## Contributeurs et réviseurs

**Angel Dzhambov**, Faculté de santé publique, Université de médecine de Plovdiv, Plovdiv, Bulgarie

**Cecelia Anderson**, Programme des Nations unies pour les établissements humains (ONU-Habitat), Nairobi, Kenya

**Dominique Potvin**, Faculté des sciences, de la santé, de l'éducation et de l'ingénierie, Université de la Sunshine Coast, Moreton Bay, Australie

**Guillermo Rey-Gozalo**, Département de physique appliquée, Université d'Estrémadure, Badajoz, Espagne

**Hui Ma**, École d'architecture, Université de Tianjin, Tianjin, Chine

**Jin Yong Jeon**, Département d'ingénierie architecturale, Université de Hanyang, Séoul, République de Corée

**Jose Chong**, ONU-Habitat, Nairobi, Kenya

**Paulo Henrique Trombetta Zannin**, Département d'ingénierie mécanique, Université fédérale du Paraná, Paraná, Brésil

**Sohel Rana**, ONU-Habitat, Nairobi, Kenya

# 1. Les sons ambiants : notre environnement acoustique



## Qu'est-ce qu'un paysage sonore ?

L'Organisation internationale de normalisation (ISO) définit le paysage sonore comme « [l']environnement sonore tel que perçu, vécu et/ou compris, dans son contexte, par un (des) individu(s) »<sup>10</sup>. En d'autres termes, le paysage sonore englobe la manière dont les gens perçoivent, vivent et réagissent à toute la gamme des sons présents dans un lieu à un moment donné<sup>11</sup>. En tant que discipline émergente, les études sur le paysage sonore tentent d'aborder la question des environnements acoustiques urbains de manière plus holistique, en adoptant une perspective centrée sur l'auditeur<sup>12</sup>. L'approche du paysage sonore tend à se concentrer sur le contexte, sur les sons souhaitables plutôt que sur les sons indésirables, et sur les préférences individuelles plutôt que sur la gêne<sup>13</sup>.

Les sons constituent des phénomènes physiques complexes issus de la vibration d'une source qui propage l'énergie dans un milieu sous forme d'onde acoustique. Ils sont présents en permanence et partout : le « silence » n'existe pas sur la planète. En tant que phénomènes physiques, les sons ne sont ni positifs ni négatifs. Ils n'acquièrent un sens et ne produisent un effet que lorsqu'ils sont considérés du point de vue d'un auditeur. Lorsque les sons ne sont pas désirés, ils deviennent du bruit. Lorsque les bruits sont trop forts et persistent trop longtemps, on parle alors de pollution sonore.

Aujourd'hui, la pollution sonore est un problème environnemental majeur, cité comme l'un des principaux risques environnementaux pour la santé dans toutes les tranches d'âge et tous les groupes sociaux, et qui s'ajoute à la charge de la santé publique. L'exposition prolongée à des niveaux élevés de bruit nuit à la santé et au bien-être des personnes, devenant une source d'inquiétude croissante pour le public comme pour les décideurs<sup>1</sup>. Au moins 20 % des citoyens européens sont actuellement exposés à des niveaux de bruit de la circulation routière considérés comme nocifs pour la santé. Cette estimation est une moyenne, les zones urbaines affichant un pourcentage bien plus élevé<sup>2</sup>. La pollution sonore provient de sources traditionnelles, telles que les routes, les chemins de fer, les aéroports et l'industrie ; cependant, des niveaux sonores élevés peuvent également provenir d'activités domestiques ou de loisirs. La circulation et les autres bruits urbains n'affectent pas seulement le bien-être humain, mais perturbent et mettent en danger la survie d'espèces essentielles à l'environnement urbain<sup>3</sup>.

Le décibel (dB) est l'unité de mesure permettant d'indiquer l'intensité ou le volume d'un son. Ils permettent de prévoir les seuils à partir desquels un bruit commence à gêner les gens ou à perturber le sommeil. Si le volume sonore du bruit est important, la fréquence (aiguë ou basse) et la répartition temporelle du son déterminent également les effets physiques et psychologiques qu'il produit sur l'auditeur<sup>4</sup>.

D'un point de vue physique, la proximité de sons brusques très forts, comme un coup de feu de plus de 140 dB, peut perforer le tympan et provoquer une perte auditive immédiate. L'écoute de musique avec des écouteurs réglés au volume maximum – entre 90 et 100 dB au niveau du tympan – peut commencer à causer des dommages auditifs dès 15 minutes par jour<sup>5</sup>. Une exposition régulière à plus de 85 dB pendant une journée de huit heures ou plus peut causer des dommages auditifs permanents. Les expositions durables au bruit, même aux niveaux relativement faibles généralement rencontrés dans les zones urbaines, peuvent également nuire à la santé physique et mentale.

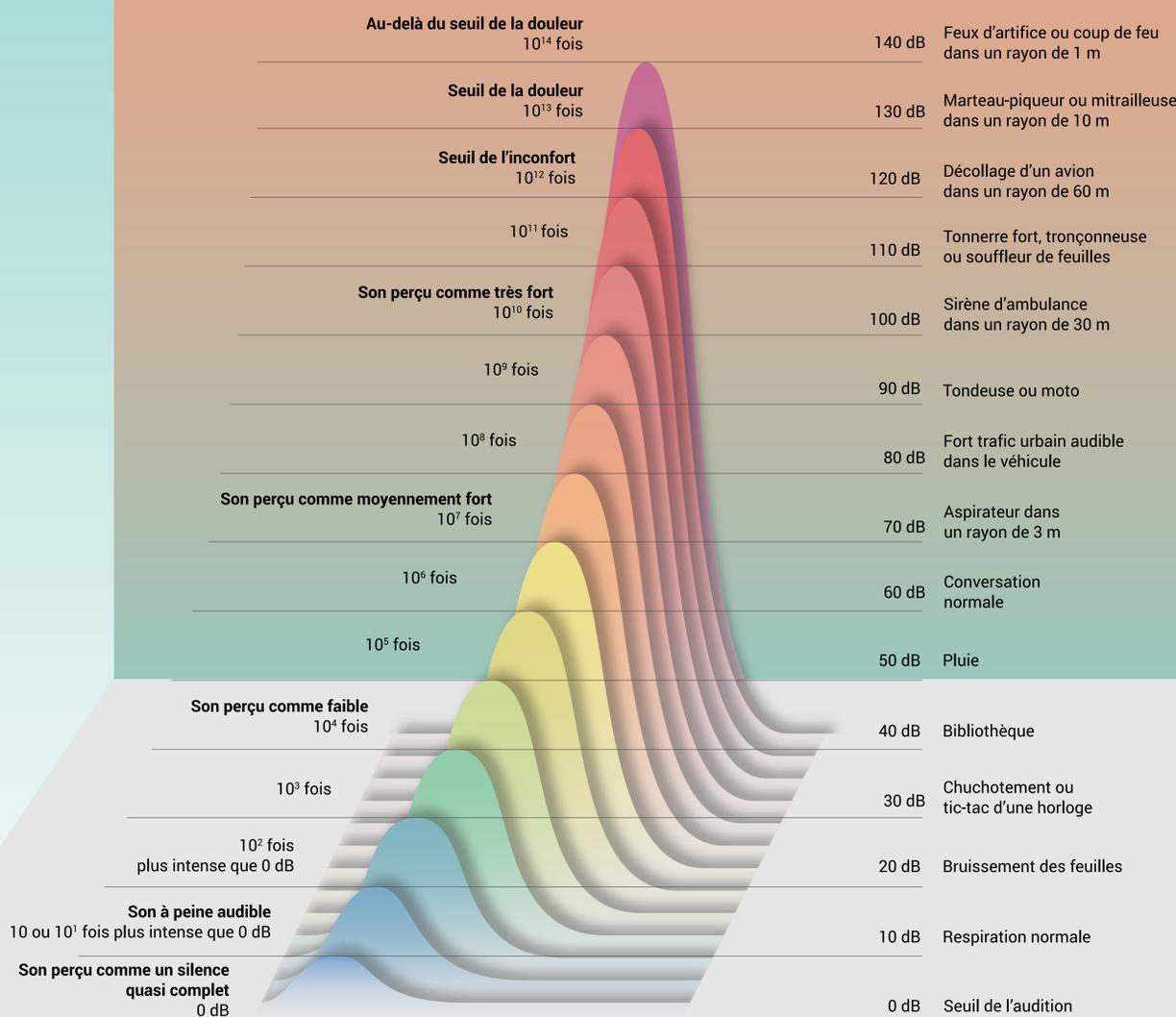
Cependant, la qualité d'un son ne peut pas être jugée uniquement par ses propriétés physiques. La définition du bruit comme « son indésirable » comprend une dimension psychologique<sup>6</sup>. S'il est nécessaire de réduire les niveaux de bruit lorsqu'ils sont physiquement nuisibles aux personnes, cette évaluation n'est peut-être pas suffisamment large. Il importe en effet de prendre en compte les paysages sonores qui contribuent au bien-être physique et psychologique des personnes, en particulier dans l'environnement urbain<sup>7</sup>.

La plupart des gens s'accordent ainsi à dire qu'un monde silencieux n'est pas souhaitable, car les sons peuvent enrichir nos vies, véhiculer un sentiment de bonne santé et de bien-être, et donner un sens à notre quotidien<sup>8</sup>. Ils permettent de caractériser des lieux et des cultures, et de façonner la qualité de vie. Certains sons urbains peuvent être propres à une communauté et contribuer à son identité culturelle, au point de devenir des repères acoustiques traditionnels<sup>9</sup>. Les sons de Big Ben à Londres ou les appels à la prière de la mosquée al-Harâm à La Mecque, par exemple, sont symboliques. Dans son sens le plus large, le confort acoustique ne doit pas être considéré comme une simple absence de bruit, mais plutôt comme une situation dans laquelle les sons ambiants permettent aux personnes de s'épanouir et de veiller à leur bien-être physique et mental.

## Mesure du bruit

La pression ou intensité acoustique est généralement exprimée en décibels, ou dB. La gamme de pressions acoustiques détectables par l'oreille humaine étant très large, l'échelle des décibels est logarithmique : une échelle basée sur des puissances de 10.

Sur l'échelle des dB, le son audible le plus faible, perçu comme un silence quasi complet, est de 0 dB. Un son dont la pression est 10<sup>1</sup> fois supérieure à 0 dB correspond à un niveau sonore de 10 dB. Mais cette augmentation de 10 dB est généralement perçue comme une multiplication par deux du volume sonore par l'oreille. Un son 100 fois plus intense que 0 dB, ou 10<sup>2</sup>, correspond à un niveau de 20 dB, et ainsi de suite. Autrement dit, chaque augmentation de 10 dB équivaut à une augmentation de la pression acoustique d'un autre facteur de 10.



## 2. Effets du son



Les effets négatifs du bruit sur la santé publique sont multiples et constituent une préoccupation mondiale croissante. Ils couvrent un large éventail de conséquences, allant d'un trouble léger et temporaire à une déficience physique grave et chronique. Le bruit nocturne perturbe le sommeil et affecte le bien-être le jour suivant. On estime qu'en Europe, 22 millions et 6,5 millions de personnes souffrent respectivement de nuisances sonores chroniques et de troubles du sommeil<sup>2</sup>. Les personnes âgées, les femmes enceintes et les travailleurs postés comptent parmi les personnes à risque de troubles du sommeil dus au bruit<sup>2,14</sup>.

Les réveils provoqués par le bruit peuvent déclencher toute une série de réactions de stress physiologique et psychologique, car le sommeil est nécessaire à la régulation hormonale et au fonctionnement cardiovasculaire<sup>14,15</sup>. Il est de plus en plus évident que l'exposition au bruit de la circulation automobile est un facteur de risque de développement de troubles cardiovasculaires et du métabolisme tels que l'hypertension artérielle, les maladies coronariennes et le diabète<sup>16</sup>. Une estimation prudente indique que l'exposition durable au bruit ambiant contribue à 48 000 nouveaux cas de cardiopathie ischémique et provoque 12 000 décès prématurés par an en Europe<sup>2</sup>.

Deux études menées pendant 15 ans auprès de personnes résidant depuis longtemps à Toronto, au Canada, ont révélé que l'exposition au bruit de la circulation routière augmentait les risques d'infarctus du myocarde aigu et d'insuffisance cardiaque congestive, de même que l'incidence du diabète sucré de 8 % et de l'hypertension de 2 %<sup>17,18</sup>. Ces études ont déjà pris en compte les effets confondants de la pollution atmosphérique liée à la circulation qui sont associés aux mêmes conséquences. En Corée, une analyse des données nationales sur la santé et le bruit a estimé que pour chaque augmentation de 1 décibel de l'exposition au bruit pendant la journée, les cas de maladies cardiovasculaires et cérébrovasculaires augmentent de 0,17 à 0,66 %<sup>19</sup>.

Le Bureau régional de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) pour l'Europe a procédé à des examens systématiques pour évaluer les liens entre le bruit et les effets sur la santé en vue d'élaborer des directives et de formuler des recommandations visant à protéger la santé humaine contre l'exposition au bruit ambiant provenant de diverses sources<sup>1</sup>. Les effets sur la santé comprennent la gêne, les troubles cardiovasculaires et du métabolisme, les troubles cognitifs, les effets sur le sommeil, les troubles auditifs, les acouphènes, les conséquences néfastes sur la naissance, la qualité de vie, la santé mentale et le bien-être. Les sources de bruit prises en compte dans ces examens sont notamment le trafic routier, ferroviaire et aérien, les éoliennes et les activités de loisirs telles que la participation à des événements sportifs ou à des concerts, l'écoute de musique au moyen d'appareils personnels et autres loisirs.

Sur la base de ces examens, l'OMS recommande certains seuils d'exposition pour éviter les effets néfastes sur la santé. Ces seuils sont exprimés sous la forme de niveau de bruit combiné jour, soir et nuit, et de niveau de bruit nocturne uniquement. Il s'agit d'indicateurs de bruit moyen pondéré dans le temps pour la période concernée, exprimés en dB et contrôlés à l'extrémité réceptrice du côté le plus exposé d'un bâtiment. Les limites recommandées pour la période nocturne sont toujours inférieures à celles recommandées pour la période totale de 24 heures, car des sources et des événements de bruit spécifiques peuvent être plus perceptibles lorsque l'activité est moindre, ce qui entraîne des troubles du sommeil et un plus grand nombre de réveils<sup>1,20</sup>. Les preuves scientifiques utilisées dans l'examen de l'OMS, tirées d'études représentant de nombreuses régions sur plusieurs continents, servent de base aux seuils d'exposition recommandés. Cette couverture globale favorise l'adoption des seuils et l'élaboration de politiques de lutte contre le bruit dans le monde entier.

Cependant, certains sons sont bénéfiques pour la santé, notamment les sons de la nature. Des examens systématiques ont permis de confirmer les données empiriques tirées d'études cliniques physiologiques et psychologiques subjectives sur le bien-être dans différents environnements acoustiques<sup>21,22</sup>. Ces études ont révélé l'influence positive des sons naturels et du calme sur la santé physique et mentale. L'effet des sons naturels sur le bien-être général apporte également des avantages d'un point de vue évolutif. Les sons naturels peuvent indiquer un environnement sûr, réduire l'anxiété et permettre une récupération mentale, tandis que leur absence peut entraîner un état d'alerte et de vigilance, en particulier chez les personnes appartenant à des groupes vulnérables<sup>23,24</sup>.

**En Europe, l'exposition à long terme au bruit ambiant provoque**

**12 000**

**décès prématurés et contribue à l'apparition de**

**48 000**

**nouveaux cas de cardiopathie ischémique chaque année.**

**22 millions**

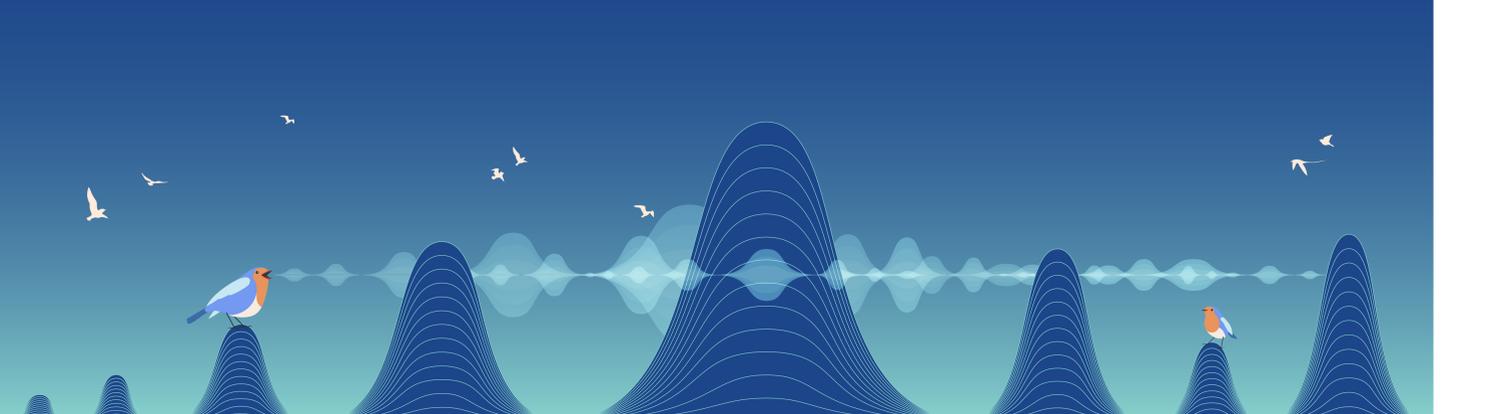
**de personnes en Europe souffrent de nuisances sonores chroniques.**

### Recommandations de l'OMS sur les niveaux de bruit

L'exposition au bruit doit être maintenue en dessous des niveaux suivants pour éviter tout effet nocif sur la santé<sup>1</sup>.

Source de bruit	Niveau maximal d'exposition au bruit jour-soir-nuit L <sub>den</sub>	Exposition maximale au bruit pendant la nuit L <sub>night</sub>
Trafic routier	53 dB	45 dB
Trafic ferroviaire	54 dB	44 dB
Trafic aérien	45 dB	40 dB
Éoliennes	45 dB	(Preuves insuffisantes pour recommander une limite)

### Noyées dans le bruit : les créatures de la ville



La communication acoustique est vitale pour de nombreuses espèces animales. Les signaux acoustiques sont utilisés dans divers contextes de communication, notamment pour défendre le territoire, avertir d'un danger, localiser ou attirer un partenaire et s'occuper de la progéniture. Alors que les sons brusques et imprévisibles peuvent être perçus comme une menace par les animaux, les perturbations acoustiques chroniques telles que le bruit de la circulation peuvent interférer avec la communication acoustique et altérer les comportements de toute une série d'espèces<sup>1,25-27</sup>.

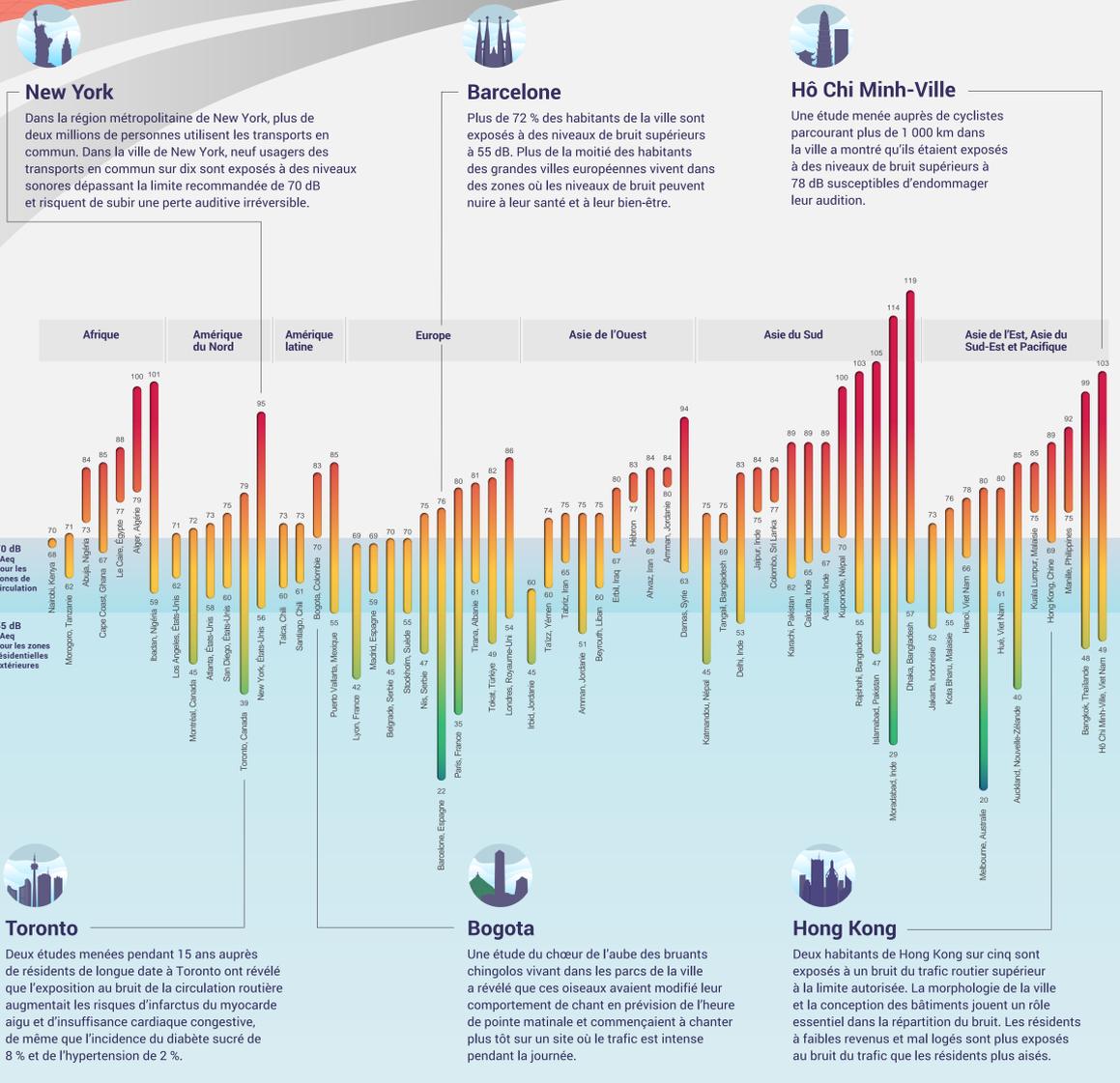
L'abandon des sites bruyants peut sembler la réponse la plus évidente, cependant, certains animaux préfèrent s'adapter aux conditions bruyantes en modifiant le moment ou le type de vocalisation pour éviter que leur signal soit masqué. Dans les villes européennes, les rouges-gorges semblent chanter davantage la nuit afin d'éviter les fortes interférences acoustiques pendant la journée, tandis que dans les parcs de la ville de Bogota, en Colombie, les bruyants chingolos commencent le chœur de l'aube plus tôt le matin sur un site où le trafic est intense pendant la journée<sup>28,29</sup>. Certaines grenouilles adaptent leur comportement en synchronisant leurs appels avec les moments de pause dans le bruit<sup>30</sup>.

D'autres espèces modifient leurs signaux en changeant leur fréquence ou hauteur vocale ainsi que leur amplitude afin de contrer les bruits de circulation à basse fréquence. De nombreuses espèces d'oiseaux urbains, dont les vocalisations naturelles sont à basse fréquence, chantent à des fréquences plus élevées dans les zones de bruit urbain<sup>31-33</sup>. Des études menées dans 30 sites associant ville et forêt en Europe continentale, au Japon et au Royaume-Uni ont révélé que les mésanges charbonnières des villes émettent des chants plus aigus que leurs congénères vivant en forêt<sup>34-36</sup>. Les diamants mandarins et les bruyants à couronne blanche ralentissent quant à eux leurs chants en réponse au bruit de la ville<sup>37,38</sup>. Ces types de modifications vocales ont également été observés chez des grenouilles et des insectes, notamment les sauterelles, vivant à proximité d'autoroutes bruyantes<sup>39-42</sup>.

Si ces changements aident les animaux à se faire entendre dans les environnements bruyants, il arrive que les modèles de vocalisation modifiés soient considérés comme moins attrayants par les partenaires potentiels, ce qui affecte le succès de la reproduction<sup>3,30</sup>. Si les espèces n'ont pas la flexibilité comportementale nécessaire pour produire ou recevoir des signaux, l'incapacité de communiquer peut leur éliminer de leurs habitats, ce qui peut avoir des conséquences écologiques importantes<sup>3,27</sup>.

# Contrôle du son : quel est le niveau de bruit des villes ?

L'illustration suivante présente les niveaux de bruit liés au trafic (dB, LAeq) qui ont été mesurés en journée pendant une durée déterminée dans différentes villes. Les données sont tirées de plusieurs études publiées ayant employé différentes méthodologies. Selon les Lignes directrices de l'OMS de 1999 relatives au bruit dans l'environnement, les limites recommandées sont de 55 dB LAeq pour les zones résidentielles extérieures et de 70 dB LAeq pour les zones de circulation et les zones commerciales<sup>19</sup>. Dans un souci de protection de la santé, les dernières Lignes directrices de l'OMS de 2018 ont recommandé un niveau maximal de bruit du trafic routier de 53 dB en se basant sur l'indicateur Lden, une moyenne du bruit pendant la journée, la soirée et la nuit qui diffère de l'indicateur LAeq.



### New York

Dans la région métropolitaine de New York, plus de deux millions de personnes utilisent les transports en commun. Dans la ville de New York, neuf usagers des transports en commun sur dix sont exposés à des niveaux sonores dépassant la limite recommandée de 70 dB et risquent de subir une perte auditive irréversible.

### Barcelone

Plus de 72 % des habitants de la ville sont exposés à des niveaux de bruit supérieurs à 55 dB. Plus de la moitié des habitants des grandes villes européennes vivent dans des zones où les niveaux de bruit peuvent nuire à leur santé et à leur bien-être.

### Hô Chi Minh-Ville

Une étude menée auprès de cyclistes parcourant plus de 1 000 km dans la ville a montré qu'ils étaient exposés à des niveaux de bruit supérieurs à 78 dB susceptibles d'endommager leur audition.

### Toronto

Deux études menées pendant 15 ans auprès de résidents de longue date à Toronto ont révélé que l'exposition au bruit de la circulation routière augmentait les risques d'infarctus du myocarde aigu et d'insuffisance cardiaque congestive, de même que l'incidence du diabète sucré de 8 % et de l'hypertension de 2 %.

### Bogota

Une étude du cœur de l'aube des bruits chingolos vivant dans les parcs de la ville a révélé que ces oiseaux avaient modifié leur comportement de chant en prévision de l'heure de pointe matinale et commençaient à chanter plus tôt sur un site où le trafic est intense pendant la journée.

### Hong Kong

Deux habitants de Hong Kong sur cinq sont exposés à un bruit du trafic routier supérieur à la limite autorisée. La morphologie de la ville et la conception des bâtiments jouent un rôle essentiel dans la répartition du bruit. Les résidents à faibles revenus et mal logés sont plus exposés au bruit du trafic que les résidents plus aisés.

Voir page 19 pour les références complètes.

# Gestion du paysage sonore : de l'atténuation du bruit au paysage sonore souhaitable

L'exposition à des sources de bruit ambiant telles que le trafic routier, aérien et ferroviaire, les machines, l'industrie et les activités de loisirs a des effets négatifs bien connus sur le bien-être physique et mental. La réduction du bruit est une question de santé publique et il est devenu impératif pour les urbanistes de créer et de préserver davantage d'espaces calmes afin d'offrir aux habitants des paysages sonores urbains agréables.



## Paysage sonore

Le paysage sonore fait référence à la manière dont les gens perçoivent, vivent et réagissent aux sons présents dans un lieu donné à un moment donné. La planification du paysage sonore vise à créer des environnements acoustiques agréables permettant aux personnes de mieux apprécier les lieux. La conception du paysage sonore prend en compte les caractéristiques contextuelles du lieu, notamment les paramètres acoustiques perçus, les caractéristiques physiques, les facteurs naturels, la finalité, l'usage et la communauté d'utilisateurs.

## Vue et son

La vue et le son influencent tous deux la perception humaine de l'environnement. Le paysage urbain impacte le paysage sonore, et inversement. L'environnement visuel est un élément essentiel de la planification et de la conception du paysage sonore.

## Plantation d'arbres

La plantation d'arbres en bordure de route permet de faire écran au bruit lorsqu'ils sont plantés avec une densité de biomasse suffisamment élevée. L'atténuation du bruit peut être améliorée en choisissant correctement les espèces, la taille des troncs, la longueur et la profondeur de la plantation, la distance par rapport à la source de bruit et le schéma de plantation.

## Solutions végétales

L'intégration d'éléments de végétation dans les environnements urbains permet d'absorber l'énergie acoustique, de diffuser le bruit et de réduire son amplification dans les rues. Les plantations d'arbres et d'arbustes ont encore les toitures et murs végétaux ont des effets visuels positifs et contribuent à amplifier les sons naturels en attirant la faune urbaine.

## Toitures végétales

Les toitures végétales atténuent le bruit en réduisant la propagation des ondes sonores de la rue vers les endroits calmes.

## Véhicules électriques

En raison du contact des pneus avec la route, même les véhicules électriques émettent du bruit lorsqu'ils roulent à des vitesses supérieures à 50 km/h. Des solutions telles que des revêtements en asphalte poreux permettent de réduire les émissions sonores à des vitesses plus élevées.

## Aménagement des voies

Les solutions d'ingénierie visent à obstruer l'espace entre la source sonore et le récepteur. Des mesures telles que les murs antibruit le long des autoroutes ou des voies ferrées, les buttes de terre, les gabions, et l'utilisation de matériaux d'isolation acoustique et d'éléments architecturaux dans les bâtiments peuvent briser la chaîne de propagation du bruit.

## Atténuation à la source

Les mesures d'atténuation du bruit n'ont pas toutes la même efficacité. La réduction des émissions à la source s'avère la plus efficace, notamment la restriction du flux ou de la vitesse du trafic et l'utilisation de moteurs plus silencieux et de revêtements routiers peu bruyants.

## Murs antibruit

Des barrières placées près de la source ou du récepteur permettent de réduire considérablement le bruit. Les matériaux traditionnels ou innovants, fabriqués à partir de plastiques et de pneus de voiture recyclés par exemple, ont montré leur efficacité. Au Danemark, la fibre de verre provenant de pales d'éoliennes déclassées a permis de réduire les niveaux de bruit de la circulation de 6 à 7 dB par effet de barrière.

## Murs antibruit végétaux

La végétation augmente l'absorption et réduit la réflexion du son. La plantation adéquate de rangées d'arbres derrière les murs antibruit traditionnels des autoroutes ou de couches de végétation sur les murs antibruit rigides permet de réduire les niveaux de bruit jusqu'à 12 dB.

## Systèmes écosystémiques

Les bienfaits des sons naturels et du calme général pour la santé mentale sont considérés comme des services écosystémiques psychologiques rendus par la nature. L'exposition aux sons naturels contribue à la relaxation, à la réduction du stress et au rétablissement psychologique.

## Espace vert

La végétation et les espaces verts urbains produisent des effets psychologiques positifs. Les parcs publics, les jardins et autres petits espaces verts offrent des sons naturels agréables, tels que le bruissement des feuilles, le balancement des branches et le chant des oiseaux. Les sons naturels favorisent la réduction du stress et le rétablissement de l'attention.

## Espace calme

Les espaces urbains calmes soulagent les citadins de leur environnement acoustique bruyant, une condition préalable au rétablissement et au bien-être mental. Les sons naturels des parcs urbains, des jardins publics et d'autres espaces verts contribuent à la création de paysages sonores paisibles et calmes.

## Création d'espace

Les sons quotidiens d'un lieu qui sont immédiatement reconnaissables participent à la création de son identité. Lorsqu'ils sont uniques et véhiculent l'esprit du lieu, portant une signification qui dépasse la communauté locale, ils deviennent des paysages acoustiques, également appelés « marqueurs sonores ».

Voir page 21 pour les références complètes.

### 3. Baisser le volume

« Lorsqu'il est difficile de parvenir à une réduction générale du bruit, il est important de garantir aux personnes un accès local au calme dans les espaces publics. »

Comme la plupart des sources de pollution, le bruit est un problème qui doit être géré. Des cadres réglementaires et des exigences légales sont établis dans de nombreux pays et parfois coordonnés de manière multilatérale, comme dans l'Union européenne<sup>43,44</sup>. Ces mesures portent généralement sur les sources de bruit, car elles sont les plus rentables et les plus faciles à appliquer. Les interventions à la source comprennent la gestion des flux de trafic routier, ferroviaire et aérien, l'utilisation de revêtements routiers et de voies ferrées peu bruyants, l'amélioration de l'aérodynamisme et des composants des avions, et l'abandon des moteurs à combustion interne au profit de systèmes de propulsion plus silencieux<sup>2</sup>.

Les organismes publics, l'industrie et la recherche ont privilégié ce type d'évolutions technologiques. Les autres mesures axées sur les auditeurs, comme l'installation de murs antibruit, sont généralement moins rentables et ne résolvent le problème que localement, présentant l'inconvénient supplémentaire d'un impact négatif potentiel sur le paysage.

Le bruit des villes peut également être atténué par des approches indirectes. Dans son plan national visant à lutter contre le bruit et à réduire ses sources, le gouvernement égyptien a intégré des mesures présentant d'autres avantages environnementaux. Il prévoit notamment d'encourager l'utilisation du vélo et d'appliquer des normes énergétiques aux bâtiments afin de réduire les émissions sonores des systèmes de climatisation<sup>43,45</sup>. La ville de Berlin en Allemagne a, quant à elle, adopté une stratégie indirecte de réduction du bruit en créant de nouvelles pistes cyclables sur des artères larges afin de limiter l'espace disponible pour les véhicules motorisés. Plus de 500 000 résidents étaient auparavant exposés à des niveaux de bruit nocturnes supérieurs à 50 dB, si bien que de nombreuses artères urbaines à deux voies de circulation et dont le volume de transit pouvait atteindre 20 000 unités quotidiennes ont été réduites à une seule voie, libérant ainsi de l'espace pour les vélos et les piétons. La source de l'émission sonore a ainsi été déplacée vers le milieu des artères, loin des zones résidentielles. Globalement, cela a permis de réduire le niveau d'exposition au bruit nocturne de plus de 50 000 résidents<sup>2</sup>.

En avril 2019, le centre de Londres a inauguré une zone à très faibles émissions qui s'est étendue fin 2021 pour couvrir une surface comptant 3,8 millions de personnes<sup>46,47</sup>. Si ce projet était initialement motivé par la volonté d'améliorer la qualité de l'air, l'incitation à l'utilisation de véhicules électriques et hybrides présente des avantages de réduction du bruit, car ces véhicules sont beaucoup plus silencieux que les véhicules à moteur à combustion interne, en particulier à faible vitesse<sup>48</sup>. Cependant, la détectabilité des véhicules silencieux peut devenir un problème de sécurité pour les piétons et constitue par conséquent un nouveau défi<sup>49,50</sup>.

S'agissant des villes dotées d'un développement vertical complexe et de réseaux routiers étroits, Hong Kong représente un défi de taille, car l'occupation des sols et la morphologie urbaine sont des facteurs essentiels à la répartition spatiale des sources de bruit dans l'environnement bâti<sup>51,52</sup>. Avec plus d'un million de résidents exposés au bruit de la circulation routière à des niveaux supérieurs à la limite de 70 dB, les autorités ont décidé d'adopter une politique relativement agressive axée sur la conception d'infrastructures et l'aménagement du territoire, sans grand succès<sup>53-55</sup>.

Les lignes directrices de l'OMS relatives au bruit soulignent également que l'attention des politiques ne doit pas simplement se concentrer sur les zones où les niveaux de bruit sont élevés, mais aussi sur celles où des paysages sonores positifs existent ou peuvent être créés<sup>1,56,57</sup>. De nombreuses politiques de lutte contre le bruit dans l'environnement et actions des autorités locales reconnaissent que lorsqu'il est difficile de parvenir à une réduction générale du bruit, il est important de garantir un accès local au calme pour les personnes dans les espaces publics<sup>57</sup>. Dans la plupart des contextes urbanisés, l'accent a donc été mis sur l'identification et la protection des zones de calme, et sur la restauration des atouts environnementaux qui sont intégrés dans le tissu urbain<sup>45</sup>. Les parcs urbains calmes, les chemins de halage de canaux et les embranchements ferroviaires aménagés, les espaces verts et bleus à l'intérieur des ensembles résidentiels, les cours, les jardins et autres espaces de loisirs sont des lieux où les personnes peuvent échapper au bruit de la ville. L'accès à des zones calmes situées à proximité du lieu de vie contribue à la santé et au bien-être des communautés locales<sup>58</sup>. Si le niveau de bruit est un aspect essentiel, la qualité du paysage sonore n'en reste pas moins contextuelle et influencée par des facteurs non acoustiques, notamment le sentiment de sécurité, qui peut être une préoccupation importante pour les femmes et les parents<sup>23,58,60</sup>. Les zones calmes sont plus généralement considérées comme des lieux offrant des paysages sonores agréables ou dans lesquels les sons indésirables sont pratiquement absents ; elles sont souvent associées à des éléments paysagers positifs, comme de la verdure et des points d'eau<sup>59-61</sup>. La création ou la préservation de ces espaces est un moyen plus passif, et néanmoins utile, de réguler le bruit dans les zones urbaines.

« Les zones calmes sont plus généralement comprises comme des lieux offrant des paysages sonores agréables ou dans lesquels les sons indésirables sont pour la plupart absents. »

### Effets amplifiés sur les personnes vulnérables et marginalisées

Les effets du bruit sur la santé ne sont pas identiques selon les individus ou les groupes de population. Des particularités individuelles spécifiques peuvent accroître la vulnérabilité d'une personne. La sensibilité d'une personne au bruit est considérée comme une caractéristique relativement stable, en partie génétique et indépendante du niveau d'exposition<sup>62</sup>. La sensibilité au bruit se manifeste par un degré accru de vigilance et de réactivité physiologique aux sons. Une sensibilité élevée au bruit peut exacerber les réactions de stress et être associée à un mauvais état de santé général de la personne<sup>63</sup>.

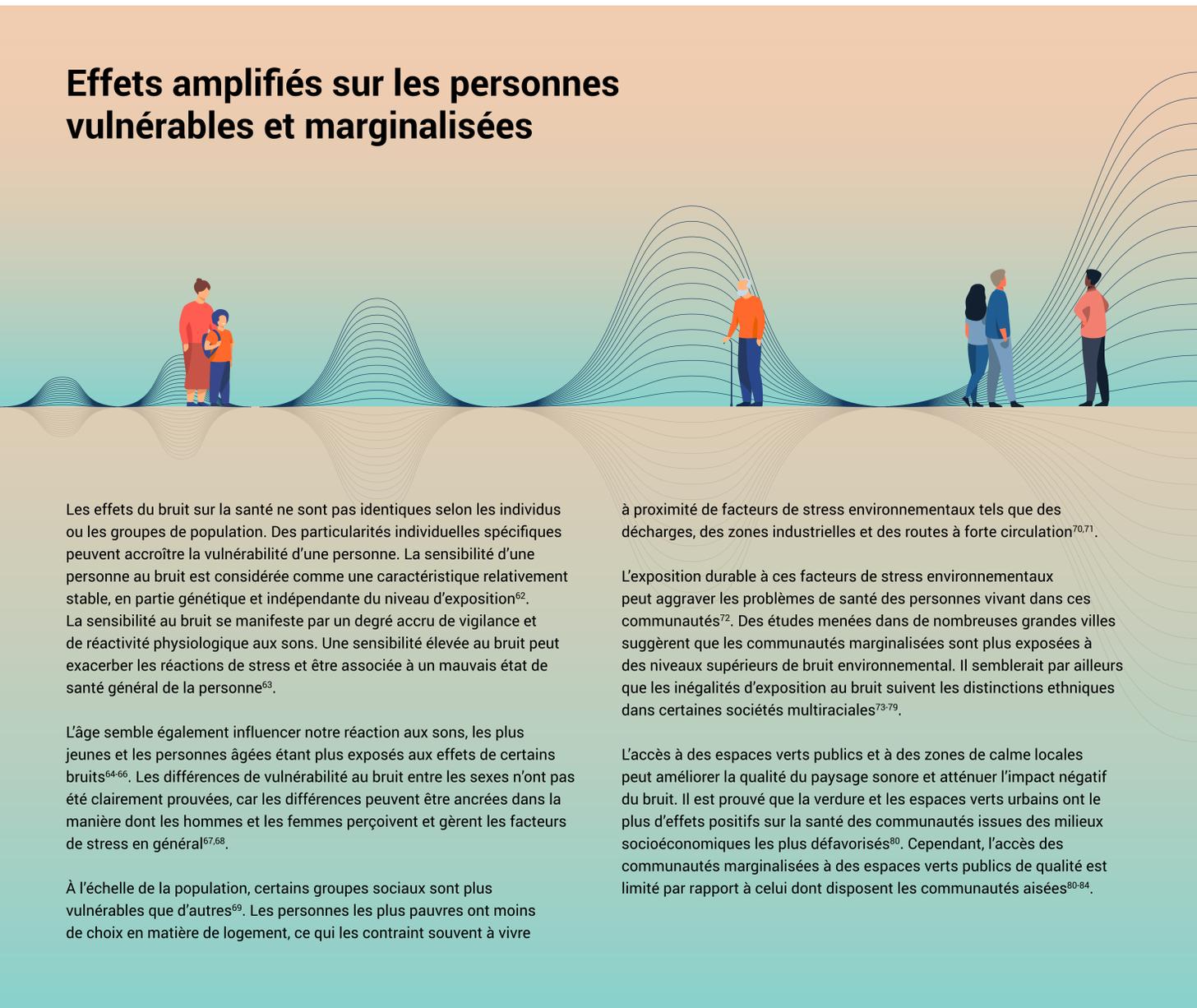
L'âge semble également influencer notre réaction aux sons, les plus jeunes et les personnes âgées étant plus exposés aux effets de certains bruits<sup>64-66</sup>. Les différences de vulnérabilité au bruit entre les sexes n'ont pas été clairement prouvées, car les différences peuvent être ancrées dans la manière dont les hommes et les femmes perçoivent et gèrent les facteurs de stress en général<sup>67,68</sup>.

À l'échelle de la population, certains groupes sociaux sont plus vulnérables que d'autres<sup>69</sup>. Les personnes les plus pauvres ont moins de choix en matière de logement, ce qui les contraint souvent à vivre

à proximité de facteurs de stress environnementaux tels que des décharges, des zones industrielles et des routes à forte circulation<sup>70,71</sup>.

L'exposition durable à ces facteurs de stress environnementaux peut aggraver les problèmes de santé des personnes vivant dans ces communautés<sup>72</sup>. Des études menées dans de nombreuses grandes villes suggèrent que les communautés marginalisées sont plus exposées à des niveaux supérieurs de bruit environnemental. Il semblerait par ailleurs que les inégalités d'exposition au bruit suivent les distinctions ethniques dans certaines sociétés multiraciales<sup>73-79</sup>.

L'accès à des espaces verts publics et à des zones de calme locales peut améliorer la qualité du paysage sonore et atténuer l'impact négatif du bruit. Il est prouvé que la verdure et les espaces verts urbains ont le plus d'effets positifs sur la santé des communautés issues des milieux socioéconomiques les plus défavorisés<sup>80</sup>. Cependant, l'accès des communautés marginalisées à des espaces verts publics de qualité est limité par rapport à celui dont disposent les communautés aisées<sup>80-84</sup>.



## 4. Des décisions saines pour des paysages sonores positifs

« La pollution sonore devrait être prise en compte dans le cadre plus large des défis environnementaux par le biais de politiques intégrées, en particulier pour la combinaison de la pollution sonore et atmosphérique. »

« Nous avons besoin que nos villes soient diverses et inclusives sur le plan auditif afin de favoriser la mixité des usages, ce que le silence seul ne peut permettre. »

Au cours des dernières décennies, les décideurs ont progressé dans la gestion de la pollution sonore comme problème environnemental et de santé publique. Cependant, deux lacunes majeures sont apparues. La première est la limite inhérente à l'usage d'une approche réactive — lorsque l'objectif principal est de réduire rétroactivement les niveaux de bruit. La seconde consiste à ne considérer le son que sur le plan de la gêne, comme le bruit des transports et le bruit industriel, plutôt que de réfléchir à la manière de promouvoir des sons apportant du confort. Ces deux points doivent être traités de toute urgence afin de créer des villes vivables et les interventions fondées sur la recherche doivent impérativement être soutenues dans le cadre de ce processus.

Pour pallier la première lacune, les sons ambiants doivent être pris en compte le plus tôt possible dans la planification et la conception de toute stratégie de développement urbain, afin qu'ils ne fassent pas l'objet d'une réflexion a posteriori susceptible d'entraîner des dépenses importantes. Selon des données européennes, plus de 50 % des mesures destinées à gérer le bruit se concentrent sur la source, un choix souvent efficace mais qui ne permet pas toujours d'obtenir un paysage sonore de qualité<sup>2</sup>. Un très faible pourcentage de mesures de gestion des bruits ambiants s'appuie sur l'occupation des sols ou l'urbanisme, alors qu'il apparaît de plus en plus clairement que cette approche serait la voie la plus durable<sup>85,86</sup>. Il est donc essentiel que des experts en acoustique environnementale et en paysages sonores urbains soient impliqués dans les processus de développement urbain et qu'ils communiquent avec les parties prenantes locales<sup>87</sup>.

En outre, la pollution sonore devrait être prise en compte dans le cadre plus large des défis environnementaux au moyen de politiques intégrées, en particulier pour la combinaison de la pollution sonore et atmosphérique. De nombreux pays interrogés par l'Agence européenne pour l'environnement appliquent des politiques efficaces offrant des avantages connexes, notamment des mesures d'apaisement de la circulation, des parcs de véhicules écologiques, des bâtiments économes en énergie, des plantations d'arbres et d'arbustes pour créer et relier des corridors écologiques, et l'intégration de matériaux recyclés dans des solutions techniques de lutte contre le bruit<sup>2</sup>.

Pour remédier à la deuxième lacune, il est nécessaire d'étendre le champ d'application des politiques. Il ne suffit plus de gérer les sons ambiants lorsqu'ils provoquent une pollution sonore, mais il convient de les considérer comme des possibilités de promotion d'environnements de vie sains pour tous les groupes sociaux, toutes les tranches d'âges et tous les sexes. Le Gouvernement gallois entend préserver ou cultiver des paysages sonores positifs, définis comme tels : « où les sons de la nature tels que l'écoulement de l'eau, le chant des oiseaux, le vent dans les arbres et les conversations humaines sont plus importants que le bruit de fond de la circulation »<sup>57</sup>.

Afin de favoriser des paysages sonores positifs tout en maintenant la pollution sonore dans des limites acceptables, les nouvelles approches doivent tenir compte de la perception des gens plutôt que de leur seule exposition ; ces informations compléteront et augmenteront la mesure en dB permettant de caractériser les paysages sonores. Bien que souhaitable dans certains contextes tels que les parcs urbains ou les zones résidentielles, le simple silence ou calme ne peut constituer la norme d'évaluation de la qualité de chaque espace urbain. Nous avons besoin que nos villes soient diverses et inclusives sur le plan auditif afin de favoriser la mixité des usages, ce que le silence seul ne peut permettre.

Le lien entre le temps passé dans des environnements naturels et le bien-être général est accepté par un nombre croissant de personnes après l'expérience de la pandémie<sup>87</sup>. Les confinements liés à la COVID-19 ont permis d'apprécier à nouveau les espaces verts urbains de toutes sortes<sup>98,99</sup>. Les urbanistes cherchent à « reconstruire en mieux » après la pandémie en prévoyant davantage d'espaces verts, et certains s'attachent à que ces espaces verts, et leurs avantages, soient offerts aux quartiers pauvres souvent ignorés et aux quartiers abritant des groupes marginalisés<sup>100,101</sup>. Les décideurs, les urbanistes, les membres des communautés et les autres acteurs impliqués dans la création de villes plus vivables doivent désormais prendre en compte les sons des espaces nouveaux et réaménagés.

### Paysages sonores de confinement

Lorsque le virus SRAS-CoV-2 s'est propagé à la fin de l'année 2019, les gouvernements du monde entier ont réagi en prenant des mesures pour contenir les taux d'infection<sup>88</sup>. L'arrêt de la plupart des activités commerciales et sociales non essentielles, des déplacements domicile-travail et d'autres déplacements a entraîné une diminution de la pollution, notamment sonore<sup>89</sup>.

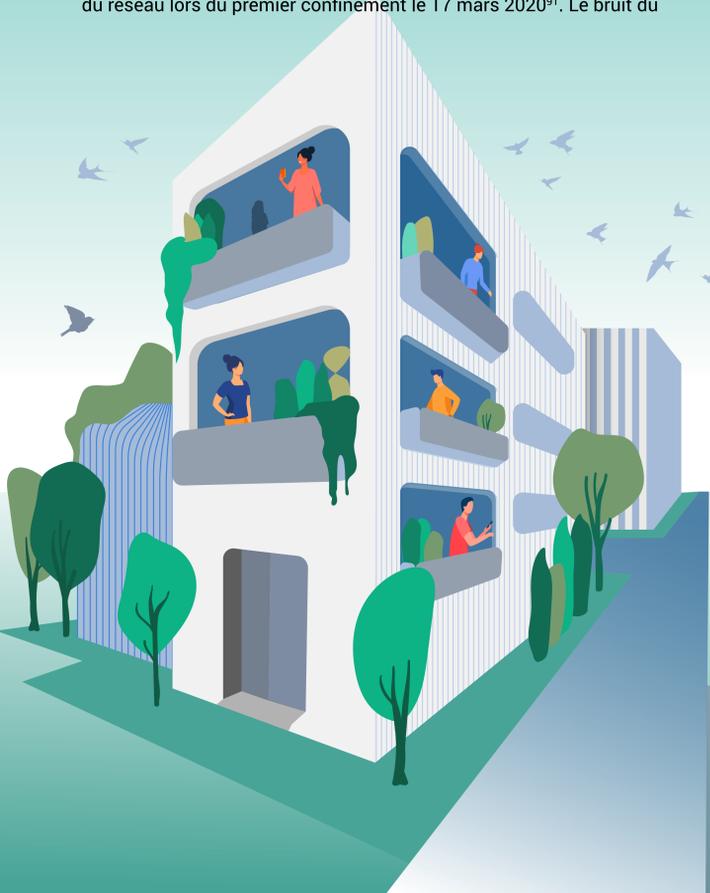
De nombreux groupes de recherche et organismes gouvernementaux ont constaté une diminution des niveaux de bruit, en particulier dans les zones urbanisées<sup>90</sup>. À Paris, les systèmes de surveillance ont détecté une réduction moyenne de 7,6 dB du bruit du trafic routier sur l'ensemble du réseau lors du premier confinement le 17 mars 2020<sup>91</sup>. Le bruit du

trafic aérien dans la zone de l'aéroport Paris-Charles-de-Gaulle a aussi considérablement chuté, avec des réductions atteignant 20,4 dB.

À Madrid, la réduction du trafic routier et l'absence de personnes dans les rues ont entraîné des réductions du niveau sonore de l'ordre de 4 à 6 dB<sup>92</sup>. Dans une étude menée à Londres sur 11 sites, comparant les données lors du pic des mesures locales de confinement, une réduction moyenne de 5,4 dB a été observée<sup>93</sup>. À San Francisco, la baisse soudaine du bruit d'origine humaine a permis aux habitants d'entendre davantage de sons naturels, comme le chant des oiseaux<sup>94</sup>. À Mumbai, les niveaux de bruit ont été mesurés à différents endroits lors des célébrations de la fête de Ganesh Chaturthi dans le contexte des restrictions municipales liées à la COVID-19 en 2020. Les réductions du bruit oscillaient entre 27,5 et 28,5 dB par rapport aux mesures effectuées en 2018 et 2019<sup>95</sup>. Ce calme général lié à la pandémie a pu être détecté à l'échelle mondiale par des enquêtes sismologiques qui ont relevé d'importantes réductions du bruit pendant le confinement<sup>96</sup>.

Les implications environnementales à long terme de la crise de la COVID-19 ne sont pas encore connues, mais les études menées actuellement à l'échelle mondiale devraient nous éclairer. Le silence inattendu des sources sonores humaines a ouvert un débat au sein des communautés universitaires et du public sur le bruit des villes modernes et sur la question de savoir si nous faisons suffisamment d'efforts pour obtenir des paysages sonores positifs.

Bien qu'il y ait un consensus sur le fait que les limitations imposées par les mesures de confinement ont entraîné une baisse des niveaux de bruit dans de nombreuses villes, les réductions maximales du bruit de la circulation observées étaient généralement de l'ordre de 6 à 10 dB seulement. Même si ce changement est perceptible dans la plupart des cas, il n'est pas toujours suffisant pour ramener la pollution sonore à des niveaux sûrs, conformément aux recommandations de l'OMS. Différentes stratégies de planification et de modification des infrastructures permettraient d'améliorer la qualité du paysage sonore des villes et de développer des environnements acoustiques plus sains.



# Références

1. World Health Organization (2018). Environmental Noise Guidelines for the European Region. *Copenhagen: WHO Regional Office for Europe*. <https://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/noise/environmental-noise-guidelines-for-the-european-region>
2. European Environment Agency (2020). Environmental noise in Europe – 2020. *Luxembourg: Publications Office of the European Union*. <https://doi.org/10.2800/686249>
3. Francis, C.D. and Barber, J.R. (2013). A framework for understanding noise impacts on wildlife: an urgent conservation priority. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(6). <https://doi.org/10.1890/120183>
4. Basner, M., Brink, M., Bristow, A., de Kluizenaar, Y., Finegold, L., Hong, J. et al. (2015). IC BEN review of research on the biological effects of noise 2011-2014 17(75), 57-82. <https://doi.org/10.4103/1463-1741.153373>
5. World Health Organization (2015). Hearing loss due to recreational exposure to loud sounds: A review. *Geneva: World Health Organization*. [https://www.who.int/pbd/deafness/Hearing\\_loss\\_due\\_to\\_recreational\\_exposure\\_to\\_loud\\_sounds.pdf](https://www.who.int/pbd/deafness/Hearing_loss_due_to_recreational_exposure_to_loud_sounds.pdf)
6. Kjellberg, A. (1990). Subjective, behavioral and psychophysiological effects of noise. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 16(suppl 1), 29-38. <https://doi.org/10.5271/sjweh.1825>
7. Kang, J., Aletta, F., Gjestland, T.T., Brown, L.A., Botteldooren, D., Schulte-Fortkamp, B. et al. (2016). Ten questions on the soundscapes of the built environment. *Building and Environment* 108, 284-294. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.08.011>
8. Brown, A.L. (2010). Soundscapes and environmental noise management. *Noise Control Engineering Journal* 58(5), 493-500. <https://doi.org/10.3397/1.3484178>
9. Yelmi, P. (2016). Protecting contemporary cultural soundscapes as intangible cultural heritage: sounds of Istanbul. *International Journal of Heritage Studies* 22(4), 302-311. <http://dx.doi.org/10.1080/13527258.2016.1138237>
10. International Organization for Standardization (2014). ISO 12913-1:2014 Acoustics – Soundscape – Part 1: Definition and conceptual framework. *Geneva: ISO*.
11. Sztubecka, M., Skiba, M., Mrówczy, M. and Mathias, M. (2020). Noise as a Factor of Green Areas Soundscape Creation. *Sustainability* 12(3), 999. <https://doi.org/10.3390/su12030999>
12. Kang, J., and Schulte-Fortkamp, B. (eds.). (2015). Soundscape and the Built Environment. *Boca Raton: CRC Press*.
13. Brown, A.L. (2012). A Review of Progress in Soundscapes and an Approach to Soundscape Planning. *International Journal of Acoustics and Vibration*, 17(2), 73-81. <http://doi.org/10.20855/ijav.2012.17.2302>
14. Halperin, D. (2014). Environmental noise and sleep disturbances: A threat to health? *Sleep Science*, 7(4), 209-212. <http://doi.org/10.1016/j.slsci.2014.11.003>
15. Münzel, T., Gori, T., Babisch, W. and Basner, M. (2014). Cardiovascular effects of environmental noise exposure. *European Heart Journal* 35(13), 829–836. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehu030>
16. Münzel, R., Schmidt, F.P., Steven, S., Herzog, J., Daiber, A. and Sørensen, M. (2018). Environmental Noise and the Cardiovascular System. *Journal of the American College of Cardiology*, 71(6), 688-697. <https://doi.org/10.1016/j.jacc.2017.12.015>
17. Bai, L., Shin, S., Oiamo, T.H., Burnett, R.T., Weichenthal, S., Jerrett, M. et al. (2020). Exposure to Road Traffic Noise and Incidence of Acute Myocardial Infarction and Congestive Heart Failure: A Population-Based Cohort Study in Toronto, Canada. *Environmental Health Perspectives* 128(8). <https://doi.org/10.1289/EHP5809>
18. Shin, S., Bai, L., Oiamo, T.H., Burnett, R.T., Weichenthal, S., Jerrett, M. et al. (2020). Association Between Road Traffic Noise and Incidence of Diabetes Mellitus and Hypertension in Toronto, Canada: A Population-Based Cohort Study. *Journal of the American Heart Association*, 9(6). <https://doi.org/10.1161/JAHA.119.013021>

19. Oh, M., Shin, K., Kim, K. and Shin, J. (2019). Influence of noise exposure on cardiocerebrovascular disease in Korea. *Science of The Total Environment*, 651, Part 2, 1867-1876. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.081>
20. World Health Organization (1999). Guidelines for Community Noise. Geneva: World Health Organization.
21. Erfanian, M., Mitchell, A.J., Kang, J. and Aletta, F. (2019). The Psychophysiological Implications of Soundscape: A Systematic Review of Empirical Literature and a Research Agenda. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(19), 3533. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193533>
22. Aletta, F., Oberman, T. and Kang, J. (2018). Associations between Positive Health-Related Effects and Soundscapes Perceptual Constructs: A Systematic Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15(11), 2392. <https://doi.org/10.3390/ijerph15112392>
23. Andringa, T.C., and Lanser, J.J.L. (2013). How pleasant sounds promote and annoying sounds impede health: A cognitive approach. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(4), 1439-1461. <https://doi.org/10.3390/ijerph10041439>
24. Buxton, R.T., Pearson, A.L., Allou, C., Fristrup, K. and Wittemyer, G. (2021). A synthesis of health benefits of natural sounds and their distribution in national parks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(14). <https://doi.org/10.1073/pnas.2013097118>
25. Francis, C.D., Ortega, C.P. and Cruz, A. (2011). Noise Pollution Filters Bird Communities Based on Vocal Frequency. *PLoS ONE* 6(11): e27052. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027052>
26. Halfwerk, W., Lohr, B. and Slabbekoorn, H. (2018). Impact of Man-Made Sound on Birds and Their Songs. In *Effects of Anthropogenic Noise on Animals*. Slabbekoorn, H., Dooling, R., Popper, A., Fay, R. (eds). Springer Handbook of Auditory Research, 66. Springer, New York, NY. [https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8574-6\\_8](https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8574-6_8)
27. Kunc, H.P. and Schmidt, R. (2019). The effects of anthropogenic noise on animals: a meta-analysis. *Biology Letters*, 15(11). <http://doi.org/10.1098/rsbl.2019.0649>
28. Fuller, R.A., Warren, P.H. and Gaston, K.J. (2007). Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biology Letters* 3(4), 368-370. <http://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0134>
29. Dorado-Correa, A.M., Rodríguez-Rocha, M. and Brumm, H. (2016). Anthropogenic noise, but not artificial light levels predicts song behaviour in an equatorial bird. *Royal Society Open Science*, 3(7). <http://doi.org/10.1098/rsos.160231>
30. Potvin, D.A. (2017). Coping with a changing soundscape: avoidance, adjustments and adaptations. *Animal Cognition* 20(1), 9-18. <https://doi.org/10.1007/s10071-016-0999-9>
31. Brumm, H. and Zollinger, S.A. (2013). Chapter 7, 187-227: Avian Vocal Production in Noise. In *Animal communication and noise*. Brumm, H. (ed.). Berlin: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-41494-7>
32. Francis, C.D., Ortega, C.P. and Cruz, A. (2011). Noise Pollution Filters Bird Communities Based on Vocal Frequency. *PLoS ONE* 6(11), 305-313. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027052>
33. Slabbekoorn, H. and den Boer-Visser, A. (2006). Cities change the songs of birds. *Current Biology* 16(23), 2326-2331. <http://doi.org/10.1016/j.cub.2006.10.008>
34. Hamao, S., Watanabe, M. and Mori, Y. (2011). Urban noise and male density affect songs in the great tit *Parus major*. *Ethology Ecology & Evolution*, 23(2), 111-119. <http://doi.org/10.1080/03949370.2011.554881>
35. Mockford, E.J. and Marshall, R.C. (2009). Effects of urban noise on song and response behaviour in great tits. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276(1669), 2979-2985. <http://doi.org/10.1098/rspb.2009.0586>
36. Zollinger, S.A., Slater, P.J.B., Nemeth, E. and Brumm, H. (2017). Higher songs of city birds may not be an individual response to noise. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1860), 20170602. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.0602>
37. Potvin, D.A., Curcio, M.T., Swaddle, J.P. and MacDougall-Shackleton, S.A. (2016). Experimental exposure to urban and pink noise affects brain development and song learning in zebra finches (*Taenopygia guttata*). *PeerJ – Life and Environment*, 4. <https://doi.org/10.7717/peerj.2287>

38. Moseley, D.L., Derryberry, G.E., Phillips, J.N., Danner, J.E., Danner, R.M., Luther, D.A. *et al.* (2018). Acoustic adaptation to city noise through vocal learning by a songbird. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285(1888). <http://doi.org/10.1098/rspb.2018.1356>
39. Caorsi, V.Z., Both, C., Cechin, S., Antunes, R. and Borges-Martins, M. (2017). Effects of traffic noise on the calling behavior of two Neotropical hylid frogs. *PLoS one*, 12(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183342>
40. Higham, V., Deal, N.D.S., Chan, Y.K., Chanin, C., Davine, E., Gibbings, G. *et al.* (2021). Traffic noise drives an immediate increase in call pitch in an urban frog. *Journal of Zoology* 313(4). <https://doi.org/10.1111/jzo.12866>
41. Lampe, U., Reinhold, K. and Schmoll, T. (2014). How grasshoppers respond to road noise: developmental plasticity and population differentiation in acoustic signalling. *Functional Ecology*, 28(3), 660–668. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12215>
42. Parris, K.M., Velik-Lord, M. and North, J.M.A. (2009). Frogs call at a higher pitch in traffic noise. *Ecology and Society* 14(1), 25. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art25/>
43. Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low- and middle-income countries. *South Florida Journal of Health*, 2(1). <https://doi.org/10.46981/sfjhv2n1-003>
44. European Parliament and Council (2002). Directive 2002/49/EC relating to the assessment and management of environmental noise. *Brussels: Publications Office of the European Union*.
45. Egypt, Ministry of Environment (2021). The National Plan to Combat Noise and Reduce its Sources. *Egyptian Environmental Affairs Agency*. <https://www.eaaa.gov.eg/ar-eg/ءاضوضللءاولءةئىئىبءءاعوضوم/ءاضوضللءحفاكءمءطءء.aspx> (in Arabic). Accessed 21 September 2021.
46. Greater London Authority (2019). Central London Ultra Low Emission Zone – Four month report. *London: Greater London Authority*.
47. Transport for London (2021). Guide to ULEZ expansion. *Transport for London*. <https://tfl.gov.uk/modes/driving/ultra-low-emission-zone/ulez-expansion>. Accessed 21 September 2021.
48. Campello-Vicente, H., Peral-Orts, R., Campillo-Davo, N. and Velasco-Sanchez, E. (2017). The effect of electric vehicles on urban noise maps. *Applied Acoustics*, 116, 59-64. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2016.09.018>
49. Misdariis, N. and Pardo, L.F. (2017). The sound of silence of electric vehicles – Issues and answers. *The 46th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering (InterNoise)*. Hong-Kong, China, 27-30 August 2017. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01708883>
50. Neurauter, L., Roan, M., Song, M., Miller, M., Glenn, E. and Walters, J. (2020). Quiet car detectability: Impact of artificial noise on ability of pedestrians to safely detect approaching electric vehicles. *Virginia Tech*. <http://hdl.handle.net/10919/97586>
51. Brown, A.L., Lam, K.C. and van Kamp, I. (2015). Quantification of the exposure and effects of road traffic noise in a dense Asian city: a comparison with western cities. *Environmental Health*, 14(22). <http://doi.org/10.1186/s12940-015-0009-8>
52. Lam, K.C., Ma, W., Chan, P.K., Hui, W.C., Chung, K.L., Chung, Y.T. *et al.* (2013). Relationship between road traffic noisescape and urban form in Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 9683-9695. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3282-4>
53. Cai, C., Mak, C.M. and He, X. (2019). Analysis of Urban Road Traffic Noise Exposure of Residential Buildings in Hong Kong Over the Past Decade. *Noise & Health* 21(101), 142-154. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32719301/>
54. Cheung, K.M.C., Wong, H.Y.C., Hung, W.C.T., Lau, K.K., Yim, Y.C.S. and Lee, Y.C.R. (2019). Development and application of specially designed windows and balconies for noise mitigation in Hong Kong. *Inter-Noise and Noise-Con Congress and Conference Proceedings, InterNoise19*. Madrid, Spain, September 2019. [http://www.sea-acustica.es/fileadmin/INTERNOISE\\_2019/Fchrs/Proceedings/2101.pdf](http://www.sea-acustica.es/fileadmin/INTERNOISE_2019/Fchrs/Proceedings/2101.pdf)
55. China-Hong Kong, Environmental Protection Department (2020). *Environmental Noise*. [https://www.epd.gov.hk/epd/noise\\_education/web/ENG\\_EPD\\_HTML/index/index.html](https://www.epd.gov.hk/epd/noise_education/web/ENG_EPD_HTML/index/index.html) Accessed 21 September 2021.
56. UN-Habitat (2020). City-wide Public Space Assessment Toolkit - A guide to community-led digital inventory and assessment of public spaces. *Nairobi: United Nations Human Settlements Programme*.

57. Wales, Ministry of Environment (2018). Noise and Soundscape Action Plan 2018-2023. *Cardiff: Ministry of Environment*. <https://gov.wales/sites/default/files/publications/2019-04/noise-and-soundscape-action-plan.pdf>
58. Payne, S.R. and Bruce, N. (2019). Exploring the Relationship between Urban Quiet Areas and Perceived Restorative Benefits. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(9), 1611. <https://doi.org/10.3390/ijerph16091611>
59. Cerwén, G. (2019). Listening to Japanese Gardens: An Autoethnographic Study on the Soundscape Action Design Tool. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16(23), 4648. <https://doi.org/10.3390/ijerph16234648>
60. European Environment Agency (2014). Good practice guide on quiet areas. *Luxembourg: Publications Office of the European Union*. <https://doi.org/10.2800/12611>
61. European Environment Agency (2016). Quiet Areas in Europe - The environment unaffected by noise pollution. *Luxembourg: Publications Office of the European Union*. <https://doi.org/10.2800/7586>
62. Kliuchko, M., Heinonen-Guzejev, M., Vuust, P., Tervaniemi, M. and Brattico, E. (2016). A window into the brain mechanisms associated with noise sensitivity. *Scientific Reports*, 6, 39236. <https://doi.org/10.1038/srep39236>
63. Baliatsas, C., van Kamp, I., Swart, W., Hooiveld, M. and Yzermans, J. (2016). Noise sensitivity: symptoms, health status, illness behavior and co-occurring environmental sensitivities. *Environmental Research*, 150, 8-13. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.05.029>
64. Basner, M., Babisch, W., Davis, A., Brink, M., Clark, C., Janssen, S. *et al.* (2014). Auditory and non-auditory effects of noise on health. *The Lancet*, 383(9925), 1325-1332. [https://doi.org/10.1016/s0140-6736\(13\)61613-x](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(13)61613-x)
65. Stansfeld, S. and Clark, C. (2015). Health Effects of Noise Exposure in Children. *Current Environmental Health Report*, 2, 171-178. <https://doi.org/10.1007/S40572-015-0044-1>
66. Van Kamp, I. and Davies, H. (2013). Noise and health in vulnerable groups: A review. *Noise & Health*, 15(64), 153-159. <https://doi.org/10.4103/1463-1741.112361>
67. Eriksson, C., Bluhm, G., Hilding, A., Östenson, C.G. and Pershagen, G. (2010). Aircraft noise and incidence of hypertension – Gender specific effects. *Environmental research*, 110(8), 764-772. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.09.001>
68. Orban, E., McDonald, K., Sutcliffe, R., Hoffmann, B., Fuks, K.B., Dragano, N. *et al.* (2016). Residential road traffic noise and high depressive symptoms after five years of follow-up: Results from the Heinz Nixdorf recall study. *Environmental health perspectives*, 124(5), 578-585. <https://doi.org/10.1289/ehp.1409400>
69. Dreger, S., Schüle, S.A., Hilz, L.K. and Bolte, G. (2019). Social inequalities in environmental noise exposure: A review of evidence in the WHO European Region. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(6), 1011. <https://doi.org/10.3390/ijerph16061011>
70. Dale, L.M., Goudreau, S., Perron, S., Ragettli, M.S., Hatzopoulou, M. and Smargiassi, A. (2015). Socioeconomic status and environmental noise exposure in Montreal, Canada. *BMC Public Health*, 15(1), 1-8. <https://doi.org/10.1186/s12889-015-1571-2>
71. Taylor, D.E. (2014). Toxic Communities: Environmental Racism, Industrial Pollution, and Residential Mobility. *NYU Press*. <https://www.jstor.org/stable/24889758>
72. Hajat, A., Hsia, C. and O'Neill, M.S. (2015). Socioeconomic disparities and air pollution exposure: a global review. *Current Environmental Health Reports*, 2(4), 440-450. <https://doi.org/10.1007/s40572-015-0069-5>
73. Casey, J.A., Morello-Frosch, R., Mennitt, D.J., Frstrup, K., Ogburn, E.L. and James, P. (2017). Race/ethnicity, socioeconomic status, residential segregation, and spatial variation in noise exposure in the contiguous United States. *Environmental Health Perspectives*, 125(7), 077017. <https://doi.org/10.1289/EHP898>
74. Choi, E., Bhandari, T.R. and Shrestha, N. (2020). Social inequality, noise pollution, and quality of life of slum dwellers in Pokhara, Nepal. *Archives of Environmental & Occupational Health*, 1-12. <https://doi.org/10.1080/19338244.2020.1860880>

75. Hoffmann, E., Barros, H. and Ribeiro, A.I. (2017). Socioeconomic inequalities in green space quality and accessibility – Evidence from a Southern European city. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(8), 916. <https://doi.org/10.3390/ijerph14080916>
76. Kohlhuber, M., Mielck, A., Weiland, S.K. and Bolte, G. (2006). Social inequality in perceived environmental exposures in relation to housing conditions in Germany. *Environmental Research*, 101(2), 246-255. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.09.008>
77. Lam, K.C. and Chan, P.K. (2008). Socio-economic status and inequalities in exposure to transportation noise in Hong Kong. *Open Environmental Sciences Journal*, 2(1), 107-113. <http://doi.org/10.2174/1876325100802010107>
78. Nega, T.H., Chihara, L., Smith, K. and Jayaraman, M. (2013). Traffic noise and inequality in the twin cities, Minnesota. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 19(3), 601-619. <https://doi.org/10.1080/10807039.2012.691409>
79. Verbeek, T. (2019). Unequal residential exposure to air pollution and noise: A geospatial environmental justice analysis for Ghent, Belgium. *SSM-Population Health*, 7, 100340. <https://doi.org/10.1016/j.ssmph.2018.100340>
80. World Health Organization (2016). Urban green spaces and health. *Copenhagen: WHO Regional Office for Europe*. <https://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/urban-health/publications/2016/urban-green-spaces-and-health-a-review-of-evidence-2016>
81. Casey, J.A., James, P., Cushing, L., Jesdale, B.M. and Morello-Frosch, R. (2017). Race, Ethnicity, Income Concentration and 10-Year Change in Urban Greenness in the United States. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14(12), 1546. <https://doi.org/10.3390/ijerph14121546>
82. De Vries, S., Buijs, A.E. and Snep, R.P. (2020). Environmental Justice in The Netherlands: Presence and Quality of Greenspace Differ by Socioeconomic Status of Neighbourhoods. *Sustainability* 12(15), 5889. <https://doi.org/10.3390/su12155889>
83. Mitchell, R.J., Richardson, E.A., Shortt, N.K. and Pearce, J.R. (2015). Neighborhood Environments and Socioeconomic Inequalities in Mental Well-Being. *American Journal of Preventive Medicine* 49(1), 80-84. <https://doi.org/10.1016/j.amepre.2015.01.017>
84. Wolch, J.R., Byrne, J. and Newell, J.P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landscape and Urban Planning*, 125, 234-244. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017>
85. Bild, E., Coler, M., Pfeffer, K., and Bertolini, L. (2016). Considering sound in planning and designing public spaces: A review of theory and applications and a proposed framework for integrating research and practice. *Journal of Planning Literature*, 31(4), 419-439. <http://doi.org/10.1177/0885412216662001>
86. Lam, K.C., Ma, W., Chan, P.K., Hui, W.C., Chung, K.L., Chung, Y.T. et al. (2013). Relationship between road traffic noisescape and urban form in Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(12), 9683-9695. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3282-4>
87. Van Renterghem, T., Dekoninck, L. and Botteldooren, D. (2020). Multi-stage sound planning methodology for urban redevelopment. *Sustainable Cities and Society*, 62, 102362. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102362>
88. Brown, A.L. and Horton, R. (2020). A planetary health perspective on COVID-19: a call for papers. *The Lancet*, 395(10230). [http://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)30742-X](http://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30742-X)
89. Dutheil, F., Baker, J.S. and Navel, V. (2020). COVID-19 as a factor influencing air pollution? *Environmental pollution*, 263. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114466>
90. Asensio, C., Aumond, P., Can, A., Gascó, L., Lercher, P., Wunderli, J.M. et al. (2020). A Taxonomy Proposal for the Assessment of the Changes in Soundscape Resulting from the COVID-19 Lockdown. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(12), 4205. <https://doi.org/10.3390/ijerph17124205>

91. Bruitparif (2020). *Les effets du confinement sur l'environnement sonore au sein de la zone dense francilienne*. 11 mai 2020. <https://www.bruitparif.fr/bruitparif/>
92. Asensio, C., Pavón, I. and de Arcas, G. (2020). Changes in noise levels in the city of Madrid during COVID-19 lockdown in 2020. *Journal of the Acoustical Society of America*, 148(3), 1748-1755. <https://doi.org/10.1121/10.0002008>
93. Aletta, F., Oberman, T., Mitchell, A., Tong, H., and Kang, J. (2020). Assessing the changing urban sound environment during the COVID-19 lockdown period using short-term acoustic measurements. *Noise Mapping* 7(1), 123-134. <https://doi.org/10.1515/noise-2020-0011>
94. Derryberry, E.P., Phillips, J.N., Derryberry, G.E., Blum, M.J., and Luther, D. (2020). Singing in a silent spring: Birds respond to a half-century soundscape reversion during the COVID-19 shutdown. *Science*, 370(6516), 575-579. <https://doi.org/10.1126/science.abd5777>
95. Kalawapudi, K., Singh, T., Vijay, R., Goyal, N. and Kumar, R. (2020). Effects of COVID-19 pandemic on festival celebrations and noise pollution levels. *Noise Mapping* 8, 89-93. <https://doi.org/10.1515/noise-2021-0006>
96. Lecocq, T., Hicks, S.P., Van Noten, K., Van Wijk, K., Koelemeijer, P., De Plaen *et al.* (2020). Global quieting of high-frequency seismic noise due to COVID-19 pandemic lockdown measures. *Science*, 369(6509), 1338-1343. <https://doi.org/10.1126/science.abd2438>
97. Frumkin, H. (2021). COVID-19, the Built Environment, and Health. *Environmental Health Perspectives*, 129(7), 075001. <https://doi.org/10.1289/EHP8888>
98. Berdejo Espinola, V., Suárez Castro, A.F., Amano, T., Fielding, K.S., Oh, R.R.Y., and Fuller, R.A. (2021). Urban green space use during a time of stress: A case study during the COVID-19 pandemic in Brisbane, Australia. *People and Nature*. <https://doi.org/10.1002/pan3.10218>
99. Ugolini, F., Massetti, L., Calaza-Martínez, P., Cariñanos, P., Dobbs, C., Ostoić, S.K. *et al.* (2020). Effects of the COVID-19 pandemic on the use and perceptions of urban green space: An international exploratory study. *Urban Forestry & Urban Greening*, 56, 126888. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126888>
100. Geary, R.S., Wheeler, B., Lovell, R., Jepson, R., Hunter, R., and Rodgers, S. (2021). A call to action: Improving urban green spaces to reduce health inequalities exacerbated by COVID-19. *Preventive Medicine*, 145, 106425. <https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2021.106425>
101. Mell, I. and Whitten, M. (2021). Access to nature in a post Covid-19 world: Opportunities for green infrastructure financing, distribution and equitability in urban planning. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(4), 1527. <https://doi.org/10.3390/ijerph18041527>

## Références des illustrations

### Mesure du bruit

Encyclopedia Britannica. (2021). The decibel scale. <https://www.britannica.com/science/sound-physics/The-decibel-scale> Accessed 30 December 2021

Hearing Health Foundation. (2021). What are safe decibels? <https://hearinghealthfoundation.org/keeplistening/decibels> Accessed 31 August 2021.

Münzel, T., Sørensen, M., Gori, T., Schmidt, F.P., Rao, X., Brook, J. *et al.* (2017). Environmental stressors and cardio-metabolic disease: part I-epidemiologic evidence supporting a role for noise and air pollution and effects of mitigation strategies. *European Heart Journal* 38(8), 550-556. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehw269>

### Contrôle du son : quel est le niveau de bruit des villes ?

#### AFRIQUE

**Abuja, Nigéria - Alger, Algérie - Métropole de Coast Metropolis, Ghana - Ibadan, Nigéria - Morogoro, Tanzanie - Nairobi, Kenya**

Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low-and middle-income countries. *South Florida Journal of Health* 2(1), 26-45. <https://doi.org/10.46981/sfjvh2n1-003>

#### Le Caire, Égypte

Abas, S. and Tamura, A. (2003). Analysis of road traffic noise level and control in Greater Cairo, Egypt. *Acoustical Science and Technology* 24(6), 358-364. <https://doi.org/10.1250/ast.24.358>

#### AMÉRIQUE DU NORD

**Atlanta, États-Unis - Los Angeles, États-Unis**

Lee, E. Y., Jerrett, M., Ross, Z., Coogan, P. F. and Seto, E. Y. (2014). Assessment of traffic-related noise in three cities in the United States. *Environmental Research* 132, 182-189. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.03.005>

#### Montréal, Canada

Ragetti, M. S., Goudreau, S., Plante, C., Fournier, M., Hatzopoulou, M., Perron, S. *et al.* (2016). Statistical modeling of the spatial variability of environmental noise levels in Montreal, Canada, using noise measurements and land use characteristics. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 26(6), 597-605. <https://doi.org/10.1038/jes.2015.82>

#### New York, États-Unis

McAlexander, T.P., Gershon, R.R. and Neitzel, R.L. (2015). Street-level noise in an urban setting: assessment and contribution to personal exposure. *Environmental Health* 14(1), 1-10. <https://doi.org/10.1186/s12940-015-0006-y>

Neitzel, R.L., Gershon, R.R.M., McAlexander, T.P., Magda, L.A. and Pearson, J.M. (2012). Exposures to Transit and Other Sources of Noise among New York City Residents. *Environmental Science and Technology* 46(1), 500–508. <https://doi.org/10.1021/es2025406>

United States of America, Department of Commerce (2019). *Commuting by public transportation in the United States: 2019*. American Community Survey Reports. U.S. Census Bureau. <https://www.census.gov/content/dam/Census/library/publications/2021/acs/acs-48.pdf>

#### San Diego, États-Unis

San Diego County Government (2015). Noise Element. City of San Diego General Plan, 29 June. <https://www.sandiego.gov/planning/programs/genplan>. Accessed 7 July 2021

#### Toronto, Canada

16. Bai *et al.* 2020

17. Shin *et al.* 2020

Drudge, C., Johnson, J., MacIntyre, E., Li, Y., Copes, R., Ing, S. *et al.* (2018). Exploring night-time road traffic noise: A comprehensive predictive surface for Toronto, Canada. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 15(5), 389-398. <https://doi.org/10.1080/15459624.2018.1442006>

#### AMÉRIQUE LATINE

**Bogota, Colombie - Puerto Vallarta, Mexique**

Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low-and middle-income countries. *South Florida Journal of Health* 2(1), 26-45. <https://doi.org/10.46981/sfjvh2n1-003>

29. Dorado-Correa *et al.* (2016)

#### Santiago, Chili

Suárez, E. and Barros, J.L. (2014). Traffic noise mapping of the city of Santiago de Chile. *Science of the Total Environment* 466, 539-546. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.013>

#### Talca, Chili

Calquín, F., Ponce-Donoso, M., Vallejos-Barra, Ó. and Plaza, E. (2019). Influence of urban trees on noise levels in a central Chilean city. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo* 51(1), 41-53. <https://revistas.uncu.edu.ar/ojs3/index.php/RFCA/article/view/2336/1709>

#### ASIE DE L'EST, ASIE DU SUD-EST ET PACIFIQUE

**Auckland, Nouvelle-Zélande**

Auckland Council (2016). Noise and vibration, 8 July. <https://unitaryplan.aucklandcouncil.govt.nz/HTMLSept/Part%203/Chapter%20H/6%20General/Chapter%20H%20-%206.2%20Noise%20and%20vibration.htm>. Accessed 7 July 2021

**Bangkok, Thaïlande - Kota Bharu, Malaisie - Kuala Lumpur, Malaisie**

Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low-and middle-income countries. *South Florida Journal of Health* 2(1), 26-45. <https://doi.org/10.46981/sfjvh2n1-003>

**Hanoï, Viet Nam - Hô Chi Minh-Ville, Viet Nam**

Nguyen, T.L., Nguyen, H.Q., Yano, T., Nishimura, T., Sato, T. Morihara, T. *et al.* (2012). Comparison of models to predict annoyance from combined noise in Ho Chi Minh City and Hanoi. *Applied Acoustics* 73(9), 952-959. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2012.04.005>

**Hong Kong, Chine**

52. Lam *et al.* (2013)

53. Cai *et al.* (2019)

Lam, K.C. and Chan, P.K. (2008). Socio-economic status and inequalities in exposure to transportation noise in Hong Kong. *Open Environmental Sciences Journal* 2(1). <https://doi.org/10.2174/1876325100802010107>

To, W. M., Mak, C. M. and Chung, W. L. (2015). Are the noise levels acceptable in a built environment like Hong Kong? *Noise & Health* 17(79), 429. <https://doi.org/10.4103/1463-1741.169739>

**Huế, Viet Nam**

Gelb, J. and Apparicio, P. (2019). Noise exposure of cyclists in Ho Chi Minh City: A spatio-temporal analysis using non-linear models. *Applied Acoustics* 148, 332–343. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2018.12.031>

Nguyen, M. K. (2014). Community response to road traffic noise in Hue City, Vietnam. *Environment and Natural Resources J* 12(2), 24-28. <https://ssrn.com/abstract=3237251>

Ky, N.M., Lap, B.Q., Hung, N.T.Q., Thanh, L.M. and Linh, P.G. (2021). Investigation and assessment of road traffic noise: a case study in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Water, Air, & Soil Pollution* 232, 259. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05210-3>

**Jakarta, Indonésie**

Prasetyo, S., Kusnopranto, H., Alikodra, H. and Koestoer, R. (2016). Model of noise propagation in urban area: A case study in Jakarta. *OIDA International Journal of Sustainable Development* 9(02), 45-50. <https://ssrn.com/abstract=2739810>

**Manille, Philippines**

Dulay, L.E.R., Galvan, M.D.K.P., Puyaoan, R.J.M., Sison, A.A.Y., Natanauan, N.S. and Hernandez, P.M.R. (2018). Occupational noise exposure of traffic enforcers in selected streets in the city of Manila. *Acta Medica Philippina* 52(3). <https://doi.org/10.47895/amp.v52i3.406>

**Melbourne, Australie**

Hanigan, I. C., Chaston, T. B., Hinze, B., Dennekamp, M., Jalaludin, B., Kinfu, Y. *et al.* (2019). A statistical downscaling approach for generating high spatial resolution health risk maps: a case study of road noise and ischemic heart disease mortality in Melbourne, Australia. *International Journal of Health Geographics* 18(1), 1-10. <https://doi.org/10.1186/s12942-019-0184-x>

**ASIE DE L'OUEST****Ahvaz, Iran**

Mohammadi, M. J., Charkhloo, E., Geravandi, S., Takdastan, A., Rahimi, S., Yari, A. R. *et al.* (2017). Road traffic noise in urban environments in Ahvaz city, Iran. *Fresenius Environmental Bulletin* 26(4), 2746-2751. <https://core.ac.uk/download/pdf/211573334.pdf>

**Amman, Jordanie**

Jamrah, A., Al-Omari, A. and Sharabi, R. (2006). Evaluation of traffic noise pollution in Amman, Jordan. *Environmental Monitoring and Assessment* 120(1), 499-525. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9077-5>

**Beyrouth, Liban - Damas, Syrie - Tabriz, Iran**

Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low-and middle-income countries. *South Florida Journal of Health* 2(1), 26-45. <https://doi.org/10.46981/sfjvhv2n1-003>

**Erbil, Iraq**

Saber, S. (2014). Environmental noise with solutions: A case study. *International Journal of Advanced and Applied Sciences* 1(2), 6-14. <http://www.science-gate.com/IJAAS/V1I2.html>

**Hébron**

Salhab, Z. and Amro, H. (2012). Evaluation Of Vehicular Noise Pollution In The City Of Hebron, Palestine. *International Journal of Modern Engineering Research* 2(6), 4307-4310. <https://www.semanticscholar.org/paper/Evaluation-Of-Vehicular-Noise-Pollution-In-The-City-Salhab-Amro/1b657b61eeee5caffaab7b7a98f8fbe5b9c750f6>

**Irbid, Jordanie**

Odat, S.A. (2015). Noise Pollution in Irbid City-Jordan. *Fluctuation and Noise Letters* 14(04), 1550037. <https://doi.org/10.1142/S0219477515500376>

**ASIE DU SUD****Asansol, Inde - Katmandou, Népal - Moradabad, Inde**

Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low-and middle-income countries. *South Florida Journal of Health* 2(1), 26-45. <https://doi.org/10.46981/sfjvhv2n1-003>

**Calcutta, Inde**

Buragohain, D. (2020). A report on noise level status in different areas of South Kolkata, India. *International Research Journal of Modernization in Engineering Technology and Science* 2(3), 395-398. [https://www.irjmets.com/uploadedfiles/paper/volume2/issue\\_3\\_march\\_2020/249/1628082963.pdf](https://www.irjmets.com/uploadedfiles/paper/volume2/issue_3_march_2020/249/1628082963.pdf)

**Colombo, Sri Lanka**

Nagodawithana, N. S., Pathmeswaran, A., Pannila, A. S., Wickramasinghe, A. R. and Sathiakumar, N. (2016). Environmental pollution by traffic noise in the city of Colombo, Sri Lanka. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution* 13(3), 67-72. <https://doi.org/10.3233/AJW-160028>

**Delhi, Inde**

Akhtar, N., Ahmad, K. and Gangopadhyay, S. (2012). Road traffic noise mapping and a case study for Delhi region. *International Journal of Applied Engineering and Technology* 2(4), 39-45. [https://www.cibtech.org/J-ENGINEERING-TECHNOLOGY/PUBLICATIONS/2012/Vol\\_2\\_No\\_4/06-015...Nasim...Road...Region...39-45.pdf](https://www.cibtech.org/J-ENGINEERING-TECHNOLOGY/PUBLICATIONS/2012/Vol_2_No_4/06-015...Nasim...Road...Region...39-45.pdf)

**Dhaka, Bangladesh**

Riyad, R.H., Amin, A. and Mazumder, M. (2020). A Study of Noise Pollution by Traffic during Peak and Off Peak Hour in Dhaka City. *Journal of Innovations in Civil Engineering and Technology*, 2(2), 43-53. <https://dergipark.org.tr/en/pub/jiciviltech/issue/58477/787543>

**Faisalabad, Pakistan - Islamabad, Pakistan - Karachi, Pakistan**

Rahman Farooqi, Z. U., Nasir, M. S., Nasir, A., Zeeshan, N., Ayub, I., Rashid, H. *et al.* (2017). Evaluation and analysis of traffic noise in different zones of Faisalabad—an industrial city of Pakistan. *Geology, Ecology, and Landscapes* 1(4), 232-240. <https://doi.org/10.1080/24749508.2017.1389454>

**Jaipur, Inde**

Agarwal, S. and Swami, B. L. (2010). Status of ambient noise levels in Jaipur City. *Environment Conservation Journal* 11(1-2), 105-108. <https://environcj.in/wp-content/uploads/issues/2010/12/105-108.pdf>

**Rajshahi, Bangladesh**

Bari, M.N., Biswas, A. and Baki, A.A. (2018). *Conference: Determination of Noise Level of Different Places of Rajshahi City*. Khulna, 9-11 February 2018. Khulna University of Engineering & Technology, Bangladesh

**Tangail, Bangladesh**

Hoque, M. M. M., Basak, L. K., Rokanuzzaman, M. and Roy, S. (2013). Level of noise pollution at different locations in Tangail municipal area, Bangladesh. *Bangladesh Journal of Scientific Research* 26(1-2), 29-36. <https://doi.org/10.3329/bjsr.v26i1-2.20228>

**EUROPE****Barcelone, Espagne**

2. Agence européenne pour l'environnement (2020)

Lagonigro, R., Martori, J. C. and Apparicio, P. (2018). Environmental noise inequity in the city of Barcelona. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 63, 309-319. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.06.007>

**Belgrade, Serbie**

Paunović, K., Belojević, G. and Jakovljević, B. (2014). Noise annoyance is related to the presence of urban public transport. *Science of the Total Environment* 481, 479-487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.092>

**Londres, Royaume-Uni**

Smith, R.B., Beevers, S.D., Gulliver, J., Dajnak, D., Fecht, D., Blangiardo, M. *et al.* (2020). Impacts of air pollution and noise on risk of preterm birth and stillbirth in London. *Environment International* 134, 105290. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105290>

**Lyon, France**

Pierrette, M., Marquis-Favre, C., Morel, J., Rioux, L., Vallet, M., Viollon, S. *et al.* (2012). Noise annoyance from industrial and road traffic combined noises: A survey and a total annoyance model comparison. *Journal of Environmental Psychology* 32(2), 178-186. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2012.01.006>

**Madrid, Espagne**

Linares, C., Culqui, D., Carmona, R., Ortiz, C. and Díaz, J. (2017). Short-term association between environmental factors and hospital admissions due to dementia in Madrid. *Environmental Research* 152, 214-220. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.10.020>

**Nis, Serbie**

Prascevic, M.R., Mihajlov, D.I. and Cvetkovic, D.S. (2014). Measurement and evaluation of the environmental noise levels in the urban areas of the city of Nis (Serbia). *Environmental Monitoring and Assessment* 186(2), 1157-1165. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3446-2>

**Paris, France**

Méline, J., Van Hulst, A., Thomas, F., Karusisi, N. and Chaix, B. (2013). Transportation noise and annoyance related to road traffic in the French RECORD study. *International Journal of Health Geographics* 12(1), 1-13. <https://doi.org/10.1186/1476-072X-12-44>

**Rome, Italie**

Ancona, C., Badaloni, C., Mattei, F., Cesaroni, G., Stafoggia, M. and Forastiere, F. (2017). 2053-Health impact assessment of air pollution, noise, and lack of green in Rome. *Journal of Transport & Health* 5, S42-S43. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2017.05.331>

**Stockholm, Suède**

Edqvist, M. and Wärnsby, M. (2014). Environmental Noise in Urban Areas - Moving towards Greater Acceptance?. *Noise & Vibration Worldwide*, 45(2). <https://doi.org/10.1260%2F0957-4565.45.2.25>

**Tirana, Albanie**

Laze, K. (2017). Findings from measurements of noise levels in indoor and outdoor environments in an expanding urban area: a case of Tirana. *Noise Mapping* 4(1), 45-56. <https://doi.org/10.1515/noise-2017-0003>

**Tokat, Turquie**

Ozer, S., Yilmaz, H., Yeşil, M. and Yeşil, P. (2009). Evaluation of noise pollution caused by vehicles in the city of Tokat, Turkey. *Scientific Research and Essays* 4(11), 1205-1212. <https://academicjournals.org/journal/SRE/article-abstract/5C0659218851>

**Gestion du paysage sonore : de l'atténuation du bruit au paysage sonore souhaitable****Vue et son**

Ratcliffe, E. (2021). Sound and soundscape in restorative natural environments. *Frontiers in Psychology* 12:570563. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2021.570563>

**Solutions végétales**

Van Renterghem, T. (2019). Towards explaining the positive effect of vegetation on the perception of environmental noise. *Urban Forestry & Urban Greening* 40. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.03.007>

**Paysage sonore**

Brown, L. A. (2012). A Review of Progress in Soundscapes and an Approach to Soundscape Planning. *International Journal of Acoustics and Vibration* 17(2), 73-81. <https://doi.org/10.20855/ijav.2012.17.2302>

Epstein, M.J. (2019). Healing the urban soundscape: reflections and reverberations. *Cities & Health* 5, 74-81. <https://doi.org/10.1080/23748834.2019.1676628>

Kang, J., Aletta, F., Gjestland, T.T., Brown, L.A., Botteldooren, D., Schulte-Fortkamp, B., Lercher, P. et al. (2016). Ten questions on the soundscapes of the built environment. *Building and Environment* 108, 284-294. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.08.011>

Sztubecka, M., Skiba, M., Mrówczy, M. and Mathias, M. (2020). Noise as a Factor of Green Areas Soundscape Creation. *Sustainability* 12, 999. <https://doi.org/10.3390/su12030999>

#### Plantation d'arbres

Van Renterghem, T. (2014). Guidelines for optimizing road traffic noise shielding by non-deep tree belts. *Ecological Engineering* 69, 276-286. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.04.029>

#### Toitures végétales

Nilsson, M., Klæboe, R., Bengtsson, J., Forssén, J., Hornikx, M., Van der Aa, B., Rådsten-Ekman, M. et al. (2013). Novel solutions for quieter and greener cities. Report of the research project "HOListic and Sustainable Abatement of Noise by optimized combinations of Natural and Artificial means" (HOSANNA). Chalmers University of Technology. <https://research.chalmers.se/en/publication/208780>

#### Véhicules électriques

Campello-Vicente, H., Peral-Orts, R., Campillo-Davo, N. and Velasco-Sanchez, E., (2017). The effect of electric vehicles on urban noise maps. *Applied Acoustics*, 116. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2016.09.018>

Cesbron, J., Bianchetti, S., Pallas, M-A., Le Bellec, A., Gary, V. and Klein, P. (2021). Road surface influence on electric vehicle noise emission at urban speed. *Noise Mapping* 8(1), 217-227. <https://doi.org/10.1515/noise-2021-0017>

#### Aménagement des voies

Brown, A.L. and van Kamp, I. (2017). WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review of Transport Noise Interventions and Their Impacts on Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14, 873. <https://doi.org/10.3390/ijerph14080873>

#### Atténuation à la source

Nilsson, M., Klæboe, R., Bengtsson, J., Forssén, J., Hornikx, M., Van der Aa, B., Rådsten-Ekman, M. et al. (2013). Novel solutions for quieter and greener cities. Report of the research project "HOListic and Sustainable Abatement of Noise by optimized combinations of Natural and Artificial means" (HOSANNA). Chalmers University of Technology. <https://research.chalmers.se/en/publication/208780>

#### Murs antibruit

European Environment Agency (2020). Environmental noise in Europe – 2020. *Luxembourg: Publications Office of the European Union*. <https://doi.org/10.2800/686249>

#### Murs antibruit végétaux

Nilsson, M., Klæboe, R., Bengtsson, J., Forssén, J., Hornikx, M., Van der Aa, B., Rådsten-Ekman, M. et al. (2013). Novel solutions for quieter and greener cities. Report of the research project "HOListic and Sustainable Abatement of Noise by optimized combinations of Natural and Artificial means" (HOSANNA). Chalmers University of Technology. <https://research.chalmers.se/en/publication/208780>

Van Renterghem, T., Forssén, J., Attenborough, K., Jean, P., Defrance, J., Hornikx, M. and Kang, J. (2015). Using natural means to reduce surface transport noise during propagation outdoors. *Applied Acoustics*, 92. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2015.01.004>

#### Systèmes écosystémiques

Bratman, G.N., Hamilton, J.P. and Daily, G.C. (2012). The impacts of nature experience on human cognitive function and mental health. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249(1), 118-136. <http://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06400.x>

Francis, C.D., Newman, P., Taff, B.D., White, C., Monz, C.A., Levenhagen, M. et al. (2017). Acoustic environments matter: Synergistic benefits to humans and ecological communities. *Journal of Environmental Management* 203, 245-254. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.041>

Ratcliffe, E. (2021). Sound and soundscape in restorative natural environments. *Frontiers in Psychology* 12:570563. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2021.570563>

Veisten, K., Smyrnova, Y., Klæboe, R., Hornikx, M., Mosslemi, M. and Kang, J. (2012). Valuation of Green Walls and Green Roofs as Soundscape Measures: Including Monetised Amenity Values Together with Noise-attenuation Values in a Cost-benefit Analysis of a Green Wall Affecting Courtyards. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9, 3770-3788. <https://doi.org/10.3390/ijerph9113770>

#### Espace vert

Alvarsson, J.J., Wiens, S. and Nilsson, M.E. (2010). Stress recovery during exposure to nature sound and environmental noise. *International Journal of Environment & Public Health* 7, 1036–1046. <https://doi.org/10.3390/ijerph7031036>

Van Renterghem, T. (2019). Towards explaining the positive effect of vegetation on the perception of environmental noise. *Urban Forestry & Urban Greening* 40. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.03.007>

#### Espace calme

Cerwén, G. (2019). Listening to Japanese Gardens: An Autoethnographic Study on the Soundscape Action Design Tool. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16(23), 4648; <https://doi.org/10.3390/ijerph16234648>

Matsinos, G.Y., Tsaligopoulos, A. and Economou, C. (2017). Identifying the Quiet Areas of a Small Urban Setting: The Case of Mytilene. *Global NEST Journal* 19, 674–681. <https://doi.org/10.30955/gnj.001817>

#### Création d'espace

Yelmi, P. (2016). Protecting contemporary cultural soundscapes as intangible cultural heritage: sounds of Istanbul. *International Journal of Heritage Studies* 22(4), 302-311. <http://dx.doi.org/10.1080/13527258.2016.1138237>

# Les incendies de forêt dus aux effets du changement climatique

Une question brûlante

## Auteurs

**Andrew Dowdy**, Université de Melbourne, Melbourne, Australie

**Luke Purcell**, Centre national de partage des ressources de l'AFAC, Melbourne, Australie

**Sarah Boulter**, Université Griffith, Brisbane, Australie

**Livia Carvalho Moura**, Institut pour la société, la population et la nature, Brasília, Brésil

## Réviseurs

**Cristina Del Rocio Montiel-Molina**, Département de géographie, Université Complutense de Madrid, Madrid, Espagne

**Juan Pablo Argañaraz**, Institut Gulich (CONAE-UNC), CONICET, Córdoba, Argentine

**Matthew P. Thompson**, Centre de recherche des Montagnes Rocheuses, Service des forêts des États-Unis, Colorado, États-Unis

**Sheldon Strydom**, Département de géographie et des sciences de l'environnement, École des sciences géographiques et spatiales, Université du Nord-Ouest, Mahikeng, Afrique du Sud

# 1. Vagues d'incendies de forêt extrêmes



Ces dernières années, de nombreuses régions du monde ont connu des incendies de forêt dévastateurs à la suite de vagues de chaleur et de sécheresses. Toutefois, la couverture médiatique s'intéresse principalement aux incendies de forêt qui détruisent des villes dans l'hémisphère Nord, comme la saison d'incendies exceptionnelle dans l'ouest des États-Unis en 2020<sup>1</sup>. Les évacuations massives de l'île grecque d'Eubée en 2021 ont offert des images troublantes de ce qui, selon les chercheurs, deviendra un événement de plus en plus fréquent dans les pays méditerranéens<sup>2</sup>.

Cependant, des incendies catastrophiques font également rage dans l'hémisphère Sud. En 2019 et 2020, l'Australie a connu des incendies sans précédent lors de l'« été noir », dont les images choquantes ont été diffusées dans les médias du monde entier<sup>3</sup>. Bien que les paysages australiens aient été façonnés par le feu à bien des égards, l'ampleur et l'intensité des incendies de l'été noir ont mis en lumière l'aggravation du risque de feux de forêt par le réchauffement climatique<sup>4-7</sup>. Les incendies ont brûlé plus de 24 millions d'hectares, des milliers de maisons ont été détruites et 33 personnes ont perdu la vie<sup>3</sup>. Les vastes incendies de 2019-2020 ont détruit des habitats essentiels pour des centaines d'espèces, y compris celles déjà menacées d'extinction<sup>8</sup>.

En Amérique latine, la déforestation rapide et généralisée des savanes et des forêts tropicales humides, aggravée par les sécheresses et les limites des politiques actuelles de gestion des incendies, a entraîné des feux de forêt désastreux au cours des dernières décennies<sup>9-11</sup>. En 2019, plus de 6 millions d'hectares ont brûlé dans les régions de Chiquitania, du Cerrado et de l'Amazonie en Bolivie, au Brésil, en Colombie, au Paraguay et au Pérou, principalement dans des zones de végétation autochtone protégées<sup>12,13</sup>. Pendant la saison sèche de 2020, une autre vague longue et destructrice d'incendies de forêt a ravagé la région<sup>14,15</sup>. Les images satellites montrent tout au long de l'année des incendies à travers l'Afrique, venant s'ajouter aux vastes zones brûlées des registres d'observation et de surveillance<sup>15</sup>.

Sur tous les continents et dans tous les biomes, ces incendies de forêt extrêmes présentent des similitudes, à savoir des facteurs de risque, des dangers et des conséquences pour la société et l'environnement. Les effets à long terme sur la santé physique et mentale ne se limitent pas aux personnes qui luttent contre les feux de forêt, qui sont évacuées ou qui subissent de lourdes pertes<sup>16-20</sup>. La fumée et les particules émises par les incendies de forêt ont des conséquences majeures sur la santé humaine dans les zones situées sous le vent, parfois à des milliers de kilomètres de la source<sup>21-23</sup>. Les recherches suggèrent que les plus vulnérables – femmes, enfants, personnes âgées, handicapés et pauvres – subissent les pires conséquences d'une exposition aux incendies de forêt, un constat commun à la plupart des catastrophes<sup>24,25</sup>.

La tendance à l'intensification des conditions météorologiques favorables aux incendies de forêt va probablement continuer à s'accroître en raison de l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère et de la hausse concomitante des facteurs de risque d'incendies de forêt extrêmes<sup>4,6,26-34</sup>. Au-delà du changement climatique, l'intensification de certains incendies de forêt peut être attribuée aux changements d'affectation des terres et aux méthodes de gestion des incendies qui ne tiennent pas compte de l'étroite relation, qui a évolué au fil des millénaires, entre la végétation et le feu<sup>11,35-38</sup>.

Les effets conjugués d'un climat chaud qui prolonge la saison des incendies et entraîne plus d'allumages naturels, des changements d'affectation des terres qui impliquent davantage de combustibles et de risques d'allumage, et du nombre croissant de communautés construites dans des zones périurbaines, constituent des défis majeurs alors que nous apprenons à mieux vivre avec la composante incendie des écosystèmes que nous occupons.

Le 11 juillet 2012, plus de 25 000 hectares de forêts boréales brûlaient dans les régions centrale et orientale de Sibérie, en Russie. Des incendies de forêt incontrôlés se sont déclarés de Yugra, à l'ouest, à Sakhaline, à l'est. Cette image satellite montre des incendies faisant rage près de la rivière Aldan, en Yakoutie, le 10 juillet 2012.

Source : NASA Earth Observatory

« Cette tendance à l'intensification des conditions météorologiques favorables aux incendies qui a été observée devrait s'accroître, en raison de l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, combinée à l'aggravation des facteurs de risque. »

# Surfaces brûlées par des incendies au cours des deux dernières décennies

Ce graphique illustre l'évolution des surfaces brûlées dans le monde de 2000 à mars 2021, à partir de l'ensemble des données de télédétection du Radiomètre spectral pour imagerie de résolution moyenne (MODIS) de la NASA.

Entre 2002 et 2016, environ 423 millions d'hectares de la surface terrestre ont brûlé chaque année, la majorité (67 %) sur le continent africain<sup>39</sup>. Une analyse a estimé qu'entre 2003 et 2016, plus de 13 millions d'incendies se sont produits dans le monde, durant chacun 4 à 5 jours<sup>15</sup>. En moyenne, chaque incendie a brûlé une surface de 440 hectares à travers le monde. Cependant, en Australie, les incendies ont brûlé jusqu'à 1 790 hectares<sup>15</sup>.

Ces données incluent tous les types de zones brûlées détectées – y compris les terres cultivées, les pâturages et la végétation naturelle – indépendamment de la source d'incendie, des types d'incendie ou de la raison de l'incendie.

Source des données : le document MODIS Burned Area Product (MCD64A1 v006) peut être téléchargé chaque mois sur le site de Global Forest Watch à l'adresse suivante : <https://globalforestwatch.org/topics/fires>

## Surface brûlée en hectares

10 000 50 000 100 000 500 000 1 000 000 2 500 000 5 000 000 7 500 000

La taille de chaque cercle représente la surface brûlée hebdomadaire. La surface brûlée totale est calculée en additionnant les estimations quotidiennes, en comptant plusieurs fois les incendies ayant duré plusieurs jours au cours d'une période. Les cercles superposés apparaissent donc plus clairement.

### Classement par surface brûlée totale

L'augmentation de la fréquence des méga-incendies de forêt avec des surfaces brûlées supérieures à 1 million d'hectares depuis 2000 est associée à une hausse de la fréquence des conditions météorologiques d'incendie, notamment des orages de feu et des incendies causés par la foudre.

Chaque année, 30 % de la surface de l'Angola brûle, les régions les plus touchées étant caractérisées par une forte proportion de forêts et une faible proportion de zones arbustives et de prairies naturelles. L'abattage des forêts pour créer des terrains propices au développement de pâturages a favorisé l'intensification des incendies durant la saison sèche.

La savane brésilienne, ou Cerrado, couvre environ 23 % de la surface totale, représentant le deuxième plus grand biome après la forêt amazonienne (48 %). Les incendies dans le Cerrado ont augmenté en fréquence et en concentration pendant la saison sèche, et ont maintenant tendance à se produire tous les 2 à 3 ans, comme en 2004, 2007, 2010, 2012, 2015 et 2017.

En Russie, 70 à 90 % de la surface brûlée totale se trouve en Sibérie, la majorité des incendies de forêt sibériens se produisant dans des forêts où le mélèze est prédominant. Au sud de la Sibérie, les incendies extrêmes de 2003 dans les forêts de mélèzes recouvertes de pergélisol ont été favorisés par une faible humidité de surface et des précipitations insuffisantes l'année précédente, ainsi que par des températures élevées début 2003.

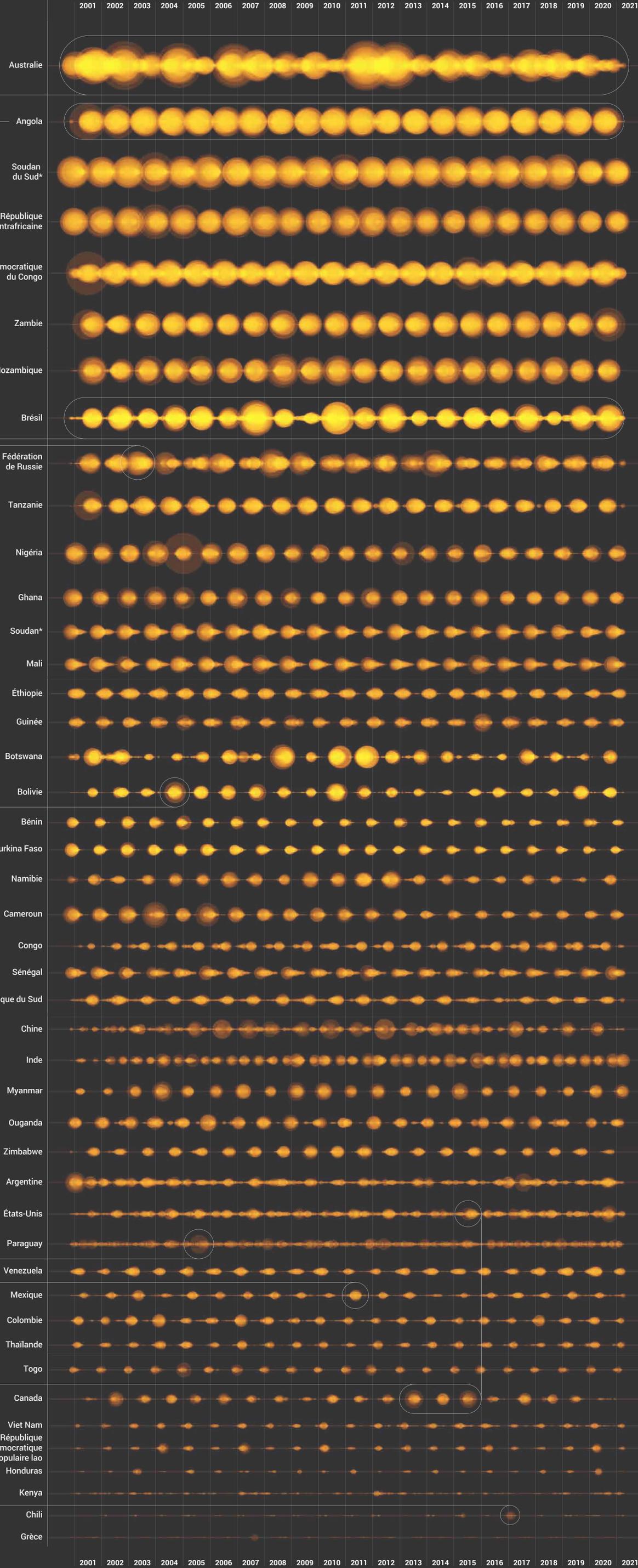
Les incendies inhabituels survenus en Bolivie en 2004 étaient liés à la sécheresse et à la disparition des forêts.

Les recherches sur les tendances à long terme ont montré que les incendies de 2005 au Paraguay étaient associés à une augmentation de la déforestation.

Le nombre record d'incendies de forêt au Mexique en 2011 était très probablement lié à des périodes de sécheresse prolongées dues à une baisse des précipitations hivernales l'année précédente.

Les vastes zones brûlées des forêts boréales des Territoires du Nord-Ouest au Canada en 2014 et de l'Alaska aux États-Unis en 2015 sont attribuées à un nombre record d'incendies causés par la foudre en raison du changement climatique.

La conversion des forêts naturelles en zones de végétation hautement inflammable, ainsi qu'une méga-sécheresse durable dans le centre du Chili ont favorisé la survenue de grands incendies au cours de la saison d'incendies de 2016 et 2017.



\* Le Soudan du Sud a acquis son indépendance du Soudan le 9 juillet 2011. Les données relatives aux zones brûlées antérieures à cette date ont été cartographiées en fonction des démarcations frontalières actuelles des deux pays.

Voir page 38 pour les références complètes.

## 2. Influences humaines sur les incendies de forêt

Les incendies de forêt sont une composante naturelle du système terrestre, nécessaire au fonctionnement de nombreux écosystèmes. Les interactions entre la végétation et le climat sur de longues périodes établissent un modèle particulier de récurrence des feux de forêt dans un écosystème défini, appelé régime d'incendie<sup>40</sup>. Tout écart par rapport au régime d'incendie dominant – moment, fréquence, taille et intensité des feux de forêt – peut entraîner des changements écologiques importants, tant dans les écosystèmes dépendant du feu qui ont besoin des incendies pour se développer que dans les écosystèmes sensibles au feu pour lesquels les incendies ont plus d'effets négatifs que positifs<sup>37,41-45</sup>.

Les humains altèrent directement et indirectement les régimes d'incendie en modifiant les paysages et leur végétation, en démarrant des incendies comme pratique de gestion des terres dans des endroits où les incendies naturels sont rares, en supprimant et en évitant les incendies pour protéger les communautés humaines, et en modifiant le climat<sup>42</sup>. Le défrichage, la déforestation, l'expansion agricole, l'extraction des ressources et le développement rural et urbain sont autant de changements majeurs dans l'affectation des terres qui peuvent interférer avec les régimes naturels d'incendie<sup>41</sup>.

Il est rare que les forêts tropicales humides sensibles au feu brûlent naturellement, car les départs de feu ne sont guère soutenus dans un environnement et une végétation aussi humides<sup>45</sup>. Aujourd'hui, les feux de forêt sont devenus plus fréquents dans certaines régions où ils étaient peu probables, notamment en raison du changement climatique ainsi que d'autres facteurs tels que le changement d'affectation des terres et la déforestation. Dans la forêt amazonienne, les incendies sont déclenchés par les humains : la végétation naturelle est coupée, le bois le plus précieux est sélectionné et enlevé, et les restes sont laissés à sécher jusqu'à ce que les débris soient délibérément brûlés afin de libérer de l'espace pour les fermes et les pâturages<sup>10,11</sup>. La fragmentation des forêts et leur éventuelle transformation en savane et en prairie créent des conditions favorables à de futurs incendies, entraînant la disparition définitive des écosystèmes forestiers tropicaux<sup>46</sup>.

L'urbanisation croissante, avec l'expansion des villes dans les zones sauvages, est une autre forme majeure de changement d'affectation des terres et de transformation du paysage. Ces dernières décennies ont vu une expansion rapide des villes vers les forêts dans de nombreuses régions du monde<sup>47</sup>. Ces nouvelles zones périurbaines présentent les risques d'incendies de forêt les plus élevés<sup>48</sup>.

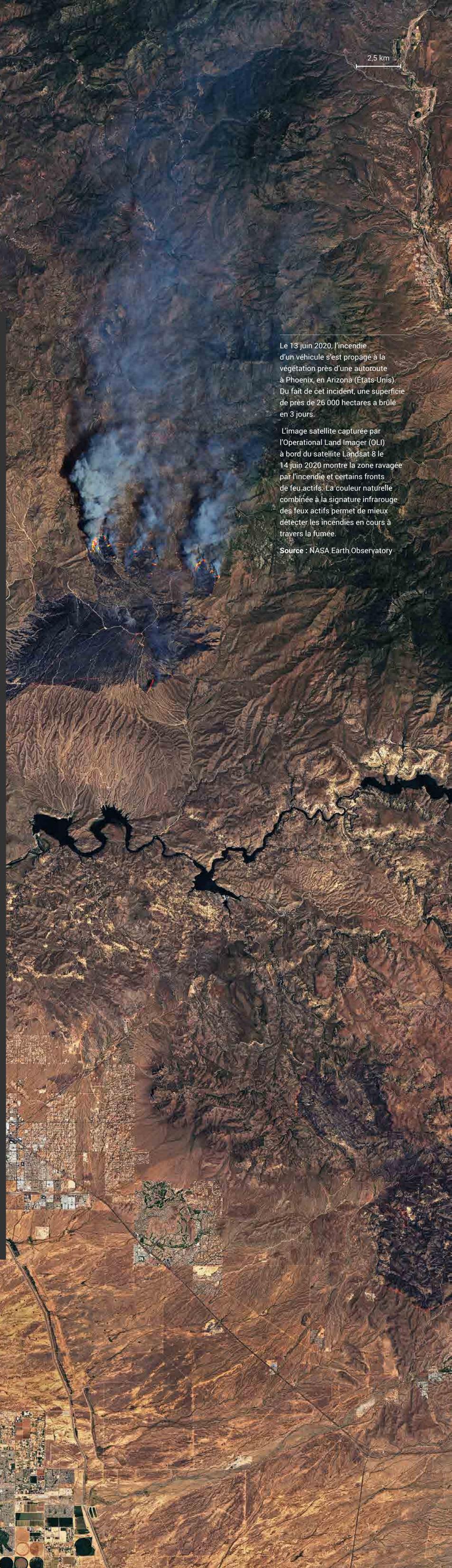
Des politiques de gestion des incendies inappropriées, notamment la suppression proactive des incendies, et la faible reconnaissance des pratiques traditionnelles de gestion des incendies et des connaissances autochtones, peuvent engendrer une cascade de problèmes<sup>11,49-51</sup>. Dans d'autres cas, les tentatives d'éliminer le feu des écosystèmes, y compris ceux qui en dépendent, peuvent conduire à l'accumulation de charges calorifiques et à l'augmentation des risques d'incendie associée<sup>52-55</sup>. De telles politiques de gestion des incendies peuvent modifier le régime d'incendie, généralisant les feux de forêt importants et fréquents<sup>37,56</sup>.

Au cours des dernières décennies, la prise de conscience de la nécessité d'une approche systémique et globale du paysage, tenant compte de l'importance culturelle et écologique de la gestion des terres autochtones, contribue à promouvoir la santé écologique et à prévenir les incendies incontrôlés plus importants et plus destructeurs dans les écosystèmes<sup>57,58</sup>. Par exemple, les initiatives de gestion des incendies dans les savanes australiennes ont permis de mesurer et de surveiller les effets des feux dirigés qui intègrent des techniques autochtones de gestion des incendies, avec des résultats positifs<sup>57</sup>. Cette approche a fourni des exemples inspirants pour d'autres pays, notamment dans les écosystèmes de savane du Botswana et du Cerrado brésilien<sup>59</sup>.

Le 13 juin 2020, l'incendie d'un véhicule s'est propagé à la végétation près d'une autoroute à Phoenix, en Arizona (États-Unis). Du fait de cet incident, une superficie de près de 26 000 hectares a brûlé en 3 jours.

L'image satellite capturée par l'Operational Land Imager (OLI) à bord du satellite Landsat 8 le 14 juin 2020 montre la zone ravagée par l'incendie et certains fronts de feu actifs. La couleur naturelle combinée à la signature infrarouge des feux actifs permet de mieux détecter les incendies en cours à travers la fumée.

Source : NASA Earth Observatory



# Les incendies de forêt à l'ère de l'Anthropocène

## Écologie du feu

### Qu'est-ce qu'un incendie de forêt ?

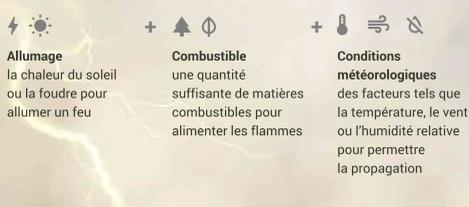
Un incendie de forêt est un incendie de végétation à combustion libre, comprenant les incendies susceptibles de présenter un risque majeur pour les valeurs sociales, économiques ou environnementales. Il peut être déclenché par malveillance, par accident ou par des causes naturelles<sup>38</sup>.

Un incendie de forêt peut être de courte durée et affecter une surface limitée, mais le plus souvent il brûle longtemps et touche une vaste zone. Le comportement d'un incendie de forêt peut être anodin dans son périmètre, mais sera parfois caractérisé par des périodes de propagation rapide et de comportement intense au front, contre lesquelles les efforts d'extinction et d'autres mesures d'atténuation des risques pourront se révéler inefficaces. Les conséquences d'un incendie de forêt peuvent être immédiatement et directement visibles ou apparaître quelque temps après son extinction<sup>38</sup>.

Bien que les incendies de forêt puissent se déclarer naturellement, la plupart sont dus à l'activité humaine, notamment le défrichement des terres après la déforestation industrielle et pour l'agriculture ou l'occupation humaine, la gestion des prairies pour le pâturage du bétail, et la négligence<sup>38</sup>.

En fonction des interactions entre la végétation et le climat, les incendies de forêt se comportent généralement selon un schéma propre à l'écosystème environnant, appelé *régime d'incendie*. Les caractéristiques d'un régime d'incendie comprennent la fréquence, l'étendue, l'intensité, la sévérité et la saisonnalité.

Les incendies de forêt peuvent se produire naturellement lorsque trois éléments se combinent :



**Allumage**  
la chaleur du soleil ou la foudre pour allumer un feu

**Combustible**  
une quantité suffisante de matières combustibles pour alimenter les flammes

**Conditions météorologiques**  
des facteurs tels que la température, le vent ou l'humidité relative pour permettre la propagation

### Incendies de forêt et écosystèmes

Les incendies de forêt jouent un rôle essentiel dans le maintien des fonctions écologiques et de la biodiversité. De nombreux écosystèmes ont évolué pour intégrer la récurrence des incendies de forêt et en dépendent pour leur survie. Par exemple, certaines plantes ont besoin d'incendies fréquents pour déclencher la germination et brûler la végétation concurrente. Étant donné que les espèces d'un habitat donné se sont adaptées à un régime d'incendie spécifique, tout changement peut avoir un impact non seulement sur les espèces, mais également sur l'ensemble de l'écosystème.

### Types d'incendies de forêt

En fonction du combustible de biomasse et des conditions météorologiques, il existe trois types d'incendies de forêt. Un incendie peut être d'un de ces trois types ou une combinaison de ceux-ci.

#### Feux de cimes

Ils montent du sol à la cime des arbres et peuvent se propager dans la canopée de la forêt. Ces feux sont communs dans les régions boisées méditerranéennes et les forêts boréales. Ce sont les incendies de forêt les plus intenses et les plus dangereux, et souvent les plus difficiles à éteindre. Leur propagation nécessite généralement d'importantes charges de combustible et des vents forts.

#### Feux de surface

Ils brûlent la litière de feuilles, les matières mortes et la végétation au sol. Ces feux sont prédominants et fréquents dans les prairies et les savanes à forte productivité. On les trouve également dans les bois et les forêts dont le principal combustible est la litière. Les feux de surface peuvent se propager verticalement en enflammant des buissons et des arbustes pour ensuite devenir des feux de cimes.

#### Feux de sol

Ils brûlent les couches organiques décomposées du sol et ne produisent généralement pas de flammes visibles. Difficiles à éliminer complètement, les feux de sol peuvent couvrir pendant l'hiver et réapparaître au printemps. Plus fréquents dans les tourbières et les marais, ils peuvent se transformer en feux de surface.

### Plantes dépendant du feu

Dans les écosystèmes exposés aux incendies, le cycle de vie de nombreuses espèces végétales dépend de la récurrence des incendies. Les incendies de forêt déclenchent la floraison, la dissémination des graines ou leur germination<sup>36</sup>.



Certaines espèces présentes dans les forêts boréales et les régions méditerranéennes stockent les graines dans des cônes pendant plusieurs années jusqu'à ce qu'un incendie déclenche leur libération.

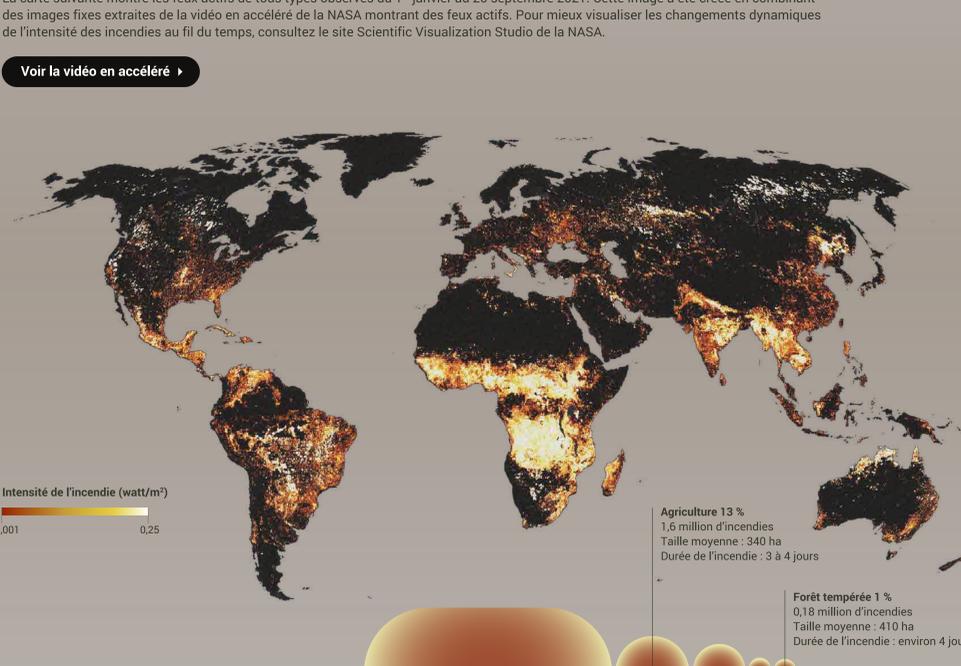


Les incendies de forêt stimulent la floraison des plantes à bulbe telles que les orchidées et les lys, ainsi que des graminées vivaces.

La fumée et le bois carbonisé peuvent également induire la germination des graines de nombreuses espèces dans les zones arbustives sujettes aux incendies.

### Régions du monde en proie aux incendies

La carte suivante montre les feux actifs de tous types observés du 1<sup>er</sup> janvier au 20 septembre 2021. Cette image a été créée en combinant des images fixes extraites de la vidéo en accéléré de la NASA montrant des feux actifs. Pour mieux visualiser les changements dynamiques de l'intensité des incendies au fil du temps, consultez le site Scientific Visualization Studio de la NASA.



Entre 2003 et 2016, plus de 13 millions d'incendies se sont déclarés à travers le monde, d'une durée moyenne de 4 à 5 jours, variant selon le continent et la circonstance de l'incendie<sup>35</sup>. La surface brûlée moyenne de chaque incendie était de 440 hectares<sup>35</sup>.

## Modification des régimes d'incendie

### Modification des régimes d'incendie dans certains biomes

Le tableau adapté de Bowman *et al.* (2011)<sup>35</sup> résume l'évolution des régimes de certains biomes, des basses aux hautes latitudes, à la suite de l'industrialisation mondiale.

Biome	Forêt tropicale	Savane tropicale	Désert des latitudes moyennes	Forêt de latitudes moyennes d'Amérique du Nord aux sécheresses saisonnières	Forêt boréale
<b>Régime d'incendie pré-industriel</b>	Feux de surface très peu fréquents de faible intensité ayant des effets à long terme négligeables sur la biodiversité	Feux fréquents durant la saison sèche entraînant une hétérogénéité spatiale de la densité des arbres	Feux peu fréquents à la suite de périodes humides permettant l'accumulation de combustible	Feux de surface fréquents de faible intensité limitant le recrutement des arbres	Feux de cimes peu fréquents de forte intensité entraînant le remplacement de peuplements forestiers entiers
<b>Régime d'incendie post-industriel</b>	Feux de surface fréquents associés au défrichement des forêts, entraînant une évolution vers des prairies ou des champs agricoles inflammables	Incendies limités en raison d'un pâturage intensif entraînant un recrutement accru d'espèces ligneuses	Incendies fréquents dus à l'introduction de graminées étrangères inflammables	Suppression des incendies entraînant des densités élevées de juvéniles et des feux de cimes peu fréquents de forte intensité	Augmentation des incendies de forêt de forte intensité dus au réchauffement climatique, entraînant un appauvrissement en carbone du sol et l'évolution vers une végétation sans arbres

Source : adapté de Bowman *et al.* (2011)<sup>35</sup>. Publié avec l'autorisation de John Wiley & Sons Ltd. Crédit photo pour la forêt des latitudes moyennes d'Amérique du Nord aux sécheresses saisonnières : kenkistler/Shutterstock.com.

### Changement d'affectation des terres

Le changement d'affectation des terres associé à l'agriculture, à la déforestation et au développement urbain modifie considérablement les régimes d'incendie d'un grand nombre d'écosystèmes<sup>38</sup>.

Les incendies sont souvent utilisés pour gérer les terres où les feux de forêt sont rares ou bien ils sont supprimés dans les endroits où ils sont courants. La conversion des terres indigènes modifie les propriétés du combustible et peut entraîner une augmentation de la gravité ou de la fréquence des incendies de forêt.

Dans le pourtour méditerranéen, la réduction des activités pastorales a transformé les prairies en zones arbustives hautement inflammables<sup>36</sup>.

Dans les forêts tropicales humides, où la plupart des espèces n'ont pas évolué pour se remettre rapidement des incendies, ces derniers sont souvent utilisés pour remettre les forêts en exploitations d'élevage et en terres agricoles. Ce défrichement modifie les régimes d'incendie au niveau local, se traduisant par une conversion des écosystèmes à plus grande échelle<sup>31</sup>.

Au Brésil, les changements d'affectation des terres tels que la déforestation et l'agriculture ont entraîné une augmentation des incendies dans l'ensemble du pays, y compris dans la région de la forêt amazonienne où les incendies étaient auparavant rares.



Source : projet MapBiomass – Collection 6 de la série annuelle de cartes de l'affectation et de l'occupation des terres du Brésil disponible à l'adresse suivante : <http://mapbiomas.org>. Le projet MapBiomass est une initiative multi-institutionnelle visant à créer des cartes annuelles de l'affectation et de l'occupation des terres à l'aide de processus de classification automatique appliqués à l'imagerie satellitaire.

### Extension des zones périurbaines

Le développement des zones périurbaines nécessite la gestion et la suppression offensive des risques d'incendie, entraînant une évolution des régimes d'incendie naturels<sup>42</sup>.

Non seulement ce développement des terres modifie la végétation, mais les politiques de suppression et d'exclusion des incendies, destinées à protéger les vies humaines et les propriétés, provoquent également une accumulation de combustible et des incendies graves<sup>35,37</sup>.

La surface brûlée et la taille moyenne des incendies de forêt en Californie, aux États-Unis, ont augmenté au cours des dernières décennies. L'urbanisation rapide en bordure des forêts, l'accumulation de combustibles de biomasse résultant de décennies de suppression des incendies, ainsi que la sécheresse et la chaleur extrêmes exacerbées par le changement climatique, contribuent à la recrudescence des grands incendies.



Source : NASA Earth Observatory (<https://earthobservatory.nasa.gov/images/148908/whats-behind-californias-surge-of-large-fires>)

### Incendies et espèces envahissantes

L'activité humaine est en grande partie responsable de l'augmentation d'espèces envahissantes susceptibles de modifier les régimes d'incendie en changeant la structure de la végétation au sein de l'écosystème et en modifiant la quantité et les propriétés des combustibles<sup>37</sup>.

La modification des régimes d'incendie peut créer des conditions empêchant la végétation indigène de se rétablir après un incendie de forêt, mais permettant aux espèces envahissantes tolérantes au feu de prospérer.

Dans plusieurs écorégions des États-Unis, l'invasion de certaines graminées non indigènes a accru l'occurrence des incendies de 230 % et leur fréquence de 150 %<sup>44</sup>.

De nombreuses graminées envahissantes présentent un important combustible de biomasse et une faible humidité, créant ainsi des conditions favorables aux incendies de forêt. Certaines des graminées envahissantes les plus performantes font germer leurs graines lorsqu'elles sont stimulées par la chaleur et la fumée.

### 3. Évolution des conditions d'incendie due au changement climatique

100 km

On remarque à travers le monde que plusieurs phénomènes météorologiques extrêmes sont aujourd'hui plus intenses et plus fréquents que par le passé en raison du changement climatique anthropique<sup>27,28</sup>. Les tendances au réchauffement durable montrent que la plupart des années sont désormais plus chaudes que celles observées avant 1950 dans 41 des 45 régions du monde<sup>28</sup>. L'élévation des températures et l'augmentation des périodes de sécheresse entraînent un allongement de la saison des feux et une hausse de la probabilité de conditions météorologiques favorables aux incendies<sup>1,26-34,60,66</sup>.

Les recherches portant sur l'ouest de l'Amérique du Nord montrent non seulement que les vagues de chaleur et les sécheresses pluriannuelles favorisent la multiplication des incendies de forêt, mais que ces incendies sont de plus en plus graves et brûlent de plus grandes superficies<sup>30,34,61</sup>. En Amérique du Sud, les sécheresses extrêmes et prolongées et l'élévation des températures sont associées à une augmentation de l'incidence et de la gravité des incendies dans les zones tropicales humides et les zones humides inondées de façon saisonnière, y compris dans les zones n'ayant jamais connu d'incendies de forêt<sup>14,62-65</sup>. Dans la région tempérée de l'Australie, les précipitations au cours de la période précédant la saison des incendies ont diminué de plus de 10 % depuis la fin des années 1990<sup>67</sup>. Sur la base de plus de 100 ans de données, 2019 a été l'année la plus chaude et la plus sèche jamais enregistrée en Australie<sup>5,66,67</sup>. Au Chili, en Nouvelle-Zélande et dans certaines régions d'Afrique, les recherches ont également montré l'influence du changement climatique dans l'augmentation des conditions favorables aux sécheresses et de l'activité des feux de forêt<sup>62,68-71</sup>. Dans le sud de l'Europe et le pourtour méditerranéen, le changement climatique est également à l'origine de conditions météorologiques plus favorables aux incendies, l'ensemble du bassin devenant plus aride<sup>2,28,35,72,73</sup>.

La foudre est une source d'allumage naturelle importante des feux de forêt et la fréquence des impacts de foudre dans certaines régions du monde devrait augmenter avec le changement climatique<sup>74-81</sup>. Ces dernières années, les incendies provoqués par la foudre et liés au réchauffement climatique ont été responsables de la plupart des zones brûlées des forêts boréales d'Amérique du Nord<sup>82</sup>. Une fréquence accrue de foudre sèche – un type de foudre se produisant avec peu ou pas de précipitations – a également été documentée dans certaines parties du sud-est de l'Australie au cours des dernières décennies, tandis que certaines zones ont au contraire connu un déclin<sup>83</sup>. Sur l'ensemble de la superficie brûlée par les incendies de forêt, une part importante peut être attribuée aux départs de feux liés à la foudre, car ils peuvent se produire de manière variable dans le temps et l'espace et se propager dans des régions éloignées difficiles d'accès pour les capacités d'intervention<sup>74</sup>.

Un autre phénomène de plus en plus rapporté en Australie et en Amérique du Nord au cours des dernières décennies est l'orage de feu<sup>4,6,84-89</sup>. Caractéristiques des incendies extrêmes, ces orages se forment dans les panaches de fumée des feux de forêt, générant des nuages appelés pyrocumulonimbus. La fréquence des conditions météorologiques associées à l'apparition d'orages de feu augmente avec le temps dans certaines parties du sud de l'Australie et cette augmentation devrait se poursuivre<sup>4,77,86,90</sup>. Les orages de feu peuvent contribuer à créer des conditions plus favorables aux incendies au sol, notamment des vitesses de vent plus erratiques et des changements de direction du vent, ainsi que la production d'éclairs susceptibles d'allumer de nouveaux incendies bien au-delà du front de l'incendie<sup>85</sup>. Ils illustrent le risque de rétroactions dangereuses entre le feu et les processus atmosphériques.

La biomasse combustible disponible est un facteur clé de l'intensité des incendies sous l'influence incertaine du changement climatique. Les charges calorifiques peuvent augmenter sous l'effet fertilisant du CO<sub>2</sub>, lorsque la hausse de la concentration en dioxyde de carbone au niveau du sol favorise le développement de certains types de plantes<sup>91-93</sup>. Si la masse de matière organique devait augmenter, la baisse de l'humidité relative transformerait cette masse plus importante en combustibles secs pour les feux de forêt. La charge calorifique a également augmenté en raison de la pratique d'exclusion des feux de forêt dans certains cas<sup>26,94</sup>. Une meilleure compréhension des écosystèmes dépendant du feu, et de l'écologie du feu dans son ensemble, favorise l'évolution vers une gestion intégrée du feu, y compris l'utilisation des feux contrôlés et dirigés à des moments appropriés et dans les bonnes conditions pour réduire les charges calorifiques<sup>42,95</sup>.

Si le changement climatique a déjà une influence sur les incendies de forêt, l'inverse est également vrai<sup>128,96,97</sup>. La disparition de la forêt tropicale amazonienne et le dégel du pergélisol arctique sont considérés comme deux points de bascule susceptibles d'accélérer le changement climatique<sup>28,98,99</sup>. Des recherches récentes ont montré que la déforestation en Amazonie transformait la région d'un puits de carbone en une source de carbone et que le dégel du pergélisol s'accélérait dans l'Arctique sibérien, les incendies étant des facteurs déterminants dans les deux cas<sup>87,88,100</sup>.

« On remarque à travers le monde que plusieurs phénomènes météorologiques extrêmes sont aujourd'hui plus intenses et plus fréquents que par le passé en raison du changement climatique anthropique. L'élévation des températures et l'augmentation des périodes de sécheresse entraînent un allongement de la saison des feux et une hausse de la probabilité de conditions météorologiques favorables aux incendies. »

En novembre 2019, de nombreux feux de brousse brûlaient au nord de Sydney, en Australie, avec une épaisse fumée soufflant vers les villes côtières de Coffs Harbour et Port Macquarie. La qualité de l'air dans les villes concernées a atteint des niveaux dangereux. Des températures record, des vents violents et un manque persistant de précipitations ont contribué à des feux de brousse massifs dans l'État de Nouvelle-Galles du Sud.

Source : NASA Earth Observatory.

## Changement climatique : intensification des conditions météorologiques favorables aux incendies



Le changement climatique augmente le risque d'incendies de grande ampleur et de forte intensité<sup>5,6,42</sup>. Le climat affecte directement la production et l'état de la biomasse ainsi que les conditions météorologiques favorisant l'allumage et la propagation des incendies. Dans les mois précédant la saison des incendies, un temps sec et chaud prolongé réduit l'humidité de la végétation, ce qui augmente les risques de départ de feux susceptibles de se transformer en incendies de forêt et de se propager. Au contraire, des précipitations inhabituellement élevées accélèrent la croissance des plantes qui peuvent alors servir de combustible lors de la prochaine saison sèche. Les grands incendies des écosystèmes boisés se produisent lors d'épisodes de sécheresse prolongés, notamment dans les régions soumises à la variabilité d'El Niño<sup>5,36</sup>.

### Incendies causés par la foudre

La foudre est une source d'allumage naturelle majeure des incendies de forêt. On prévoit que la fréquence des impacts de foudre augmentera dans certaines régions du monde en raison du changement climatique. La foudre est le principal responsable des incendies incontrôlés massifs des forêts boréales d'Amérique du Nord et du nord de la Sibérie<sup>60</sup>.

### Orages de feu

Des incendies extrêmement intenses peuvent favoriser la formation d'orages chargés de fumée, susceptibles de provoquer des comportements de feu plus dangereux et d'allumer de nouveaux incendies causés par la foudre.

#### Nuage

Lorsque le panache monte suffisamment haut, la baisse de la pression atmosphérique entraîne un refroidissement supplémentaire et la formation de nuages.

#### Refroidissement du panache

En s'élevant dans les airs, le panache se mélange à un air plus froid, ce qui entraîne son extension et son refroidissement.

#### Panache de fumée

Un panache composé de fumée et d'air chaud instable s'élève au-dessus d'une grande zone d'incendie brûlant intensément.

4

#### Orage

Lorsque les conditions environnementales sont favorables (atmosphère instable), un orage peut se former.

5

#### Rafale descendante

La pluie du nuage s'évapore parfois en tombant et se refroidit au contact de l'air sec, produisant une rafale de vent.

6

#### Éclairs

Des éclairs peuvent se produire et déclencher de nouveaux incendies bien au-delà du front de l'incendie d'origine.

Source : adapté du Programme national des sciences de l'environnement 2020 du gouvernement australien.

## Impacts de l'intensification des incendies de forêt sur le système terrestre

### Pollution atmosphérique

Les grands incendies de forêt émettent des quantités importantes de polluants atmosphériques, tels que le carbone noir, les particules et les gaz à effet de serre. Ces polluants peuvent être transportés sur de longues distances et déposés sur des paysages éloignés, y compris les glaciers.

### Modification de l'albédo

Le transport atmosphérique et les dépôts de suie réduisent l'albédo de la surface et favorisent la fonte des neiges et des glaces. On a constaté que les dépôts de suie provenant des incendies de forêt du bassin amazonien augmentaient la fonte des glaciers andins.

### Transformation des puits de carbone en sources de carbone

Les incendies de forêt importants et fréquents dans les forêts boréales et tropicales peuvent transformer les puits de stockage du carbone terrestre en sources majeures de gaz à effet de serre.

### Pollution de l'eau

À la suite de graves incendies de forêt, les niveaux élevés de sédiments dans les rivières augmentent la turbidité, modifient la température de l'eau et affectent l'abondance des poissons.

L'érosion consécutive aux incendies de forêt entraîne un ensemble de nutriments et de contaminants dans les masses d'eau, nuisant à la qualité de l'eau et aux espèces aquatiques.

Les nutriments tels que l'azote et le phosphore rejetés dans les masses d'eau peuvent provoquer une eutrophisation et réduire les niveaux d'oxygène dissous, représentant un risque pour les organismes aquatiques.

### Érosion

Les incendies de forêt augmentent la vulnérabilité du sol à l'érosion lorsqu'il est exposé aux précipitations consécutives au feu. L'érosion se produit généralement avant que la végétation ne se soit reconstituée. Les ruptures de pente peuvent entraîner des coulées de boues et des glissements de terrain catastrophiques dans certains environnements.

### Fertilisation de l'océan

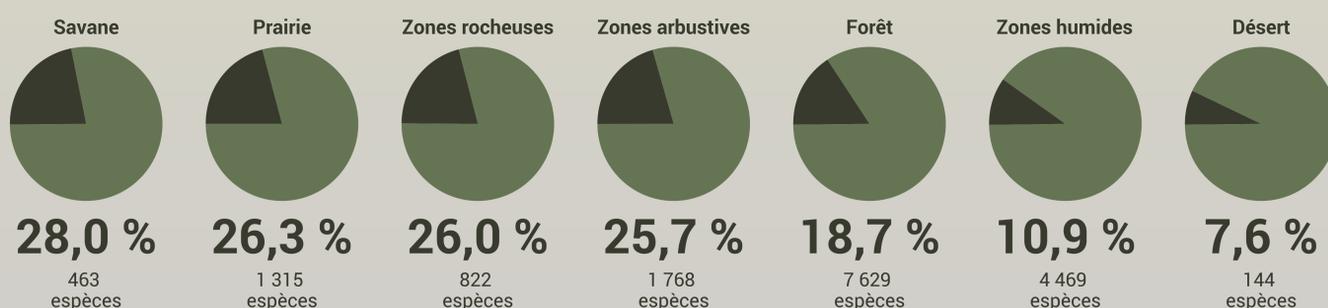
Les grands incendies intenses libèrent des quantités considérables d'aérosols, y compris des métaux-traces essentiels à la biodiversité tels que le fer. Le transport atmosphérique d'aérosols riches en fer provenant des incendies de forêt extrêmes survenus en Australie en 2019 et 2020 a provoqué des efflorescences algales de grande ampleur dans le Pacifique Sud pendant quatre mois.

### Perte de biodiversité

L'augmentation de la fréquence et de l'intensité des incendies de forêt peut entraîner une modification à long terme de la composition des espèces végétales et de la structure des écosystèmes forestiers. Les reprises de feu peuvent également devenir plus fréquentes, réduisant potentiellement la régénération après l'incendie. Selon le type de forêt d'origine, les reprises de feu peuvent se traduire par une évolution vers une végétation non forestière.

### Espèces menacées par la modification des régimes d'incendie

Pourcentage d'espèces menacées par la modification des régimes d'incendie, comprenant l'exclusion des incendies par habitat



Source : Kelly et al. (2020). Voir page 40 pour les références complètes.

## 4. Amélioration de la gestion des incendies de forêt face à la poursuite du changement climatique

La hausse des pertes et des dommages causés par les incendies de forêt extrêmes souligne la nécessité d'adopter des approches de prévention et de gestion des interventions. Les menaces ne feront qu'augmenter avec l'intensification du changement climatique anthropique, notamment dans les cas où les changements d'affectation des sols ne respectent pas les bonnes pratiques permettant de préserver la résilience des écosystèmes et l'intégrité des paysages.

Alors que les pratiques des pays développés ont souvent privilégié l'exclusion des incendies, de nombreux pays en développement n'ont pas la capacité de gérer les incendies au-delà de l'intervention, lorsque la catastrophe représente une menace immédiate pour la vie et les biens. Une gestion efficace des incendies est essentielle dans les écosystèmes dépendant du feu, tels que les savanes et les prairies, où les charges calorifiques s'accumulent et augmentent les risques d'incendie, en particulier au plus fort de la saison sèche<sup>53</sup>. Qu'elles soient allumées par la foudre ou par l'homme, les charges calorifiques qui se sont accumulées pendant des années ou des décennies peuvent provoquer des incendies de forêt incontrôlables. Contrairement aux approches d'exclusion totale des incendies, la reconnaissance des pratiques autochtones qui maintiennent les charges calorifiques à un niveau gérable et des écosystèmes productifs par des feux contrôlés périodiques est maintenant une pratique courante dans certaines régions<sup>50,57,59,107,110</sup>. Cependant, certains pays appliquent encore des politiques de suppression des incendies, où les tentatives d'exclusion totale du feu du paysage peuvent accroître l'intensité et la gravité des incendies lors de la saison sèche<sup>55</sup>.

### Solutions communautaires en Amérique latine



Divinópolis, Minas Gerais, Brésil Crédit : Christyam de Lima / Shutterstock.com

L'absence de politiques adéquates de gestion des incendies en Amérique latine remonte à plusieurs siècles<sup>55,101,102</sup>. Cependant, l'augmentation du nombre d'incendies extrêmes a exigé une attention particulière de la part des communautés rurales, traditionnelles et autochtones, qui non seulement sont directement touchées par ces perturbations, mais qui, dans certains cas, ne peuvent pas gérer leurs propres territoires<sup>10</sup>. Ces populations ont donc appliqué d'anciennes pratiques de gestion des incendies qui donnent les résultats les plus sûrs en se protégeant, en conservant les écosystèmes naturels essentiels à leurs moyens de subsistance, en produisant des récoltes et en empêchant la propagation des incendies de forêt<sup>10,50,103</sup>.

Au cours de la dernière décennie, certains gouvernements d'Amérique latine ont reconnu les connaissances traditionnelles et se sont inspirés des anciennes techniques de gestion des incendies pour adapter leurs stratégies de prévention des feux de forêt<sup>55,103</sup>. En 2014, un programme pilote de gestion intégrée des incendies a été lancé au Brésil, soutenu par le projet de coopération brésilien-allemand « Prévention, contrôle et surveillance des feux de brousse dans le Cerrado », et inspiré d'une méthodologie australienne éprouvée de comptabilisation de la réduction et du stockage du carbone<sup>104,105</sup>. Le programme a commencé dans

trois zones protégées du Cerrado et a été étendu après cinq ans à 74 zones réparties dans tous les biomes du Brésil.

Cette gestion intégrée des incendies a permis de réduire de jusqu'à 57 % la superficie brûlée par les incendies de fin de saison sèche et d'atténuer de 36 % les émissions de gaz à effet de serre associées<sup>50,106</sup>. En outre, plus de 2 000 pompiers locaux, traditionnels et autochtones sont embauchés et formés chaque année pour mener des activités de prévention et de suppression, ainsi que pour recueillir des données permettant d'évaluer les effets des différents régimes d'incendie sur les espèces végétales et animales<sup>107,108</sup>. Un effort concerté visant à embaucher et à former des femmes autochtones de la communauté de Xerente couvre notamment l'équipement, la mobilisation, les techniques de feux contrôlés, la sécurité ainsi que l'éducation environnementale générale<sup>108</sup>.

Le programme se limite pour l'instant à quelques zones protégées, et la majeure partie du territoire brésilien reste très vulnérable aux incendies de forêt catastrophiques, comme ceux survenus en 2019 et 2020. Désormais, les propriétaires terriens ruraux et les pouvoirs publics disposent d'un grand potentiel pour étendre ces pratiques de gestion efficaces en vue de réduire les pertes et les risques annuels répétés d'incendies de forêt.

L'allongement de la saison des incendies sous l'influence du réchauffement climatique peut entraver la pratique des feux contrôlés, car les conditions pour effectuer en toute sécurité ces feux de réduction des matières combustibles sont spécifiques. La hausse des températures et l'augmentation des matières combustibles due à l'allongement de la saison de végétation et à un temps plus chaud et plus sec peuvent modifier les possibilités de feux contrôlés en toute sécurité, ce qui a des conséquences sur la gestion à long terme du risque d'incendies de forêt<sup>91</sup>.

La planification à long terme dépend de plusieurs éléments de coopération entre les pays et les régions du monde, notamment le partage des ressources telles que les avions et les pompiers entre les hémisphères Nord et Sud. Cela fonctionnait bien lorsque les saisons des incendies ne se chevauchaient pas. Désormais, avec l'allongement des saisons d'incendies et l'intensification de la demande en ressources de lutte contre les incendies lors de feux de forêt extrêmes, ce partage des capacités sera de plus en plus difficile<sup>34</sup>.

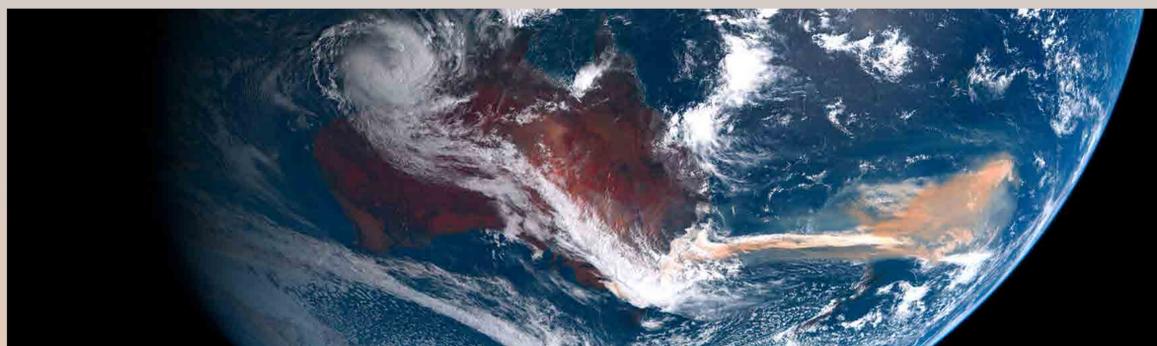
La Commission royale d'enquête sur les incendies survenus en Australie en 2019 et 2020 a présenté une série de recommandations, couvrant de manière exhaustive l'amélioration de la planification, des politiques et des pratiques, l'augmentation des capacités de lutte contre les incendies, le renforcement de la résilience des communautés et les stratégies de gestion des terres qui incluent les pratiques autochtones de feux contrôlés<sup>3</sup>. Ces recommandations soutenaient également l'amélioration des normes de conception des bâtiments et des infrastructures situés dans les zones périurbaines. Cela pourrait être l'occasion d'intégrer la science du changement climatique dans les pratiques courantes pour améliorer la résilience, en utilisant les connaissances sur l'évolution passée et future des facteurs de risque.

La prochaine décennie sera déterminante pour renforcer la résilience et la capacité d'adaptation aux incendies de forêt. Il est nécessaire d'utiliser des approches participatives et d'impliquer les groupes vulnérables dans toutes les phases de préparation et d'intervention<sup>109</sup>. Les conséquences pour les enfants, les femmes, les personnes âgées, les personnes handicapées et les autres groupes à risque peuvent affecter des communautés entières et la société dans son ensemble, tant au moment de l'événement extrême qu'au cours des années suivantes. Les connaissances locales peuvent aider à traiter les questions d'intégrité écologique et de justice sociale<sup>110</sup>. Les nouvelles études devraient porter sur l'exposition des groupes vulnérables aux risques avant, pendant et après les incendies de forêt extrêmes.

Des recherches supplémentaires et approfondies sur la réduction des risques d'incendie devraient inclure des évaluations des coûts intégrées aux évaluations sociales et environnementales de l'efficacité des différentes actions<sup>110</sup>. Une meilleure compréhension scientifique des incendies de forêt extrêmes devrait permettre d'analyser comment les changements d'affectation des terres ou la gestion des terres ont une influence sur ces événements. D'autres recherches devraient explorer la manière dont les conditions de foudre et de végétation pourraient changer à l'avenir, en notant l'incertitude considérable due aux limites des méthodes de modélisation climatique actuellement disponibles, plus particulièrement par des observations et la collecte de données sur les phénomènes extrêmes, y compris les systèmes orageux générés par les feux de forêt<sup>84</sup>.

La pression s'accroît avec l'augmentation des pertes et des dommages causés par le changement climatique. Pour éviter les effets désastreux de l'aggravation des incendies de forêt extrêmes, notre capacité en tant que communautés à nous préparer et à réagir à ces incendies extrêmes et à les gérer doit suivre ou dépasser le rythme de l'influence du changement climatique qui accélère leur menace.

### Renforcer la résilience : nouveaux outils et approches de la gestion des incendies de forêt



Cette image prise le 6 janvier 2020 montre le transport atmosphérique à longue distance des aérosols provenant des incendies de forêt sans précédent le long de la côte sud-est de l'Australie vers le vaste Pacifique Sud. Le dépôt océanique d'aérosols d'incendies de forêt a stimulé la prolifération du phytoplancton à grande échelle.

Source : Agence météorologique du Japon et NASA

L'augmentation de la fréquence et de l'intensité des catastrophes naturelles met à mal les approches existantes de réduction des risques de catastrophes. Les nouveaux outils permettent de mieux faire face aux risques systémiques de catastrophes. À l'échelle mondiale, la perfectionnement des données de modélisation et d'observation, y compris celles issues des capacités de télédétection – satellites, radars au sol, détection de la foudre et traitement des données – facilite l'amélioration des systèmes de surveillance, de prévision et de gestion des incendies de forêt.

Les capacités de surveillance et de traitement des données offertes par des systèmes tels que le programme européen Copernicus d'observation de la Terre et la NASA soutiennent les efforts déployés dans le monde entier<sup>112</sup>. Le réseau régional latino-américain de télédétection et d'incendies de forêt (RedLaTIF) permet de conjuguer les efforts et les résolutions des opérations de gestion des incendies en Amérique latine<sup>113</sup>. L'Institut national de recherche spatiale (INPE) du Brésil encourage la recherche et renforce les capacités de surveillance dans toute la région avec le programme Queimadas, en développant des outils innovants pour la détection des risques d'incendie de forêt et en mettant régulièrement à jour des informations sur les sources de chaleur<sup>114</sup>.

L'Afrique du Sud utilise un modèle à grilles emboîtées de prévention et de gestion des incendies dans le cadre du programme Working on Fire, au sein duquel les gouvernements provinciaux de lutte contre les incendies collaborent avec leurs homologues au niveau des districts et au niveau local pour renforcer les compétences et les emplois communautaires axés sur la lutte contre les incendies et leur gestion<sup>115</sup>.

L'Australie dispose désormais de capacités de prévision à long terme des conditions météorologiques d'incendie, aidant les organismes de lutte contre les incendies à prendre des décisions à plusieurs échelles. Des projections de gestion des incendies sont également transmises aux projections de gestion des urgences, notamment aux agences de lutte contre les incendies et aux planificateurs. Cela facilite la prise de décisions fondées sur des données probantes concernant les risques climatiques liés à la gestion de l'environnement, à l'énergie, aux infrastructures, à la santé et à la finance<sup>116</sup>.

Le *Cadre national australien de réduction des risques de catastrophe*, adopté comme politique nationale en mars 2020, définit le changement climatique comme un facteur fondamental pour renforcer la résilience aux catastrophes et adopter une approche systémique en vue de gérer la complexité inhérente à la prévention et à la gestion des catastrophes<sup>117</sup>. Il reconnaît l'importance de développer des communautés résilientes grâce à des réseaux sociaux et économiques qui coopèrent et partagent la responsabilité de la prise en charge des catastrophes et de l'adaptation au changement climatique<sup>118,119</sup>. Ces dernières années, le pays a privilégié une approche de gestion des catastrophes axée sur le renforcement de la résilience et des capacités avant la survenue de la catastrophe<sup>117</sup>. La création d'un réseau et de capacités nationales de connaissances et de compétences par le biais de partenariats et de programmes éducatifs et professionnels dans tous les secteurs est fondamentale, non seulement pour la gestion des incendies de forêt, mais aussi pour une résilience généralisée aux catastrophes naturelles<sup>120</sup>.

# Références

1. Higuera, P.E. and Abatzoglou, J.T. (2021). Record setting climate enabled the extraordinary 2020 fire season in the western United States. *Global Change Biology* 27(1), 1-2. <https://doi.org/10.1111/gcb.15388>
2. Ruffault, J., Curt, T., Moron, V., Trigo, R.M., Mouillot, F., Koutsias, N. *et al.* (2020). Increased likelihood of heat-induced large wildfires in the Mediterranean Basin. *Scientific Reports* 10(1), 1-9. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70069-z>
3. Australia, Commonwealth of Australia (2020). Royal Commission into National Natural Disaster Arrangements. Australian Government. <https://naturaldisaster.royalcommission.gov.au>
4. Dowdy, A.J., Ye, H., Pepler, A., Thatcher, M., Osbrough, S.L., Evans, J.P. *et al.* (2019). Future changes in extreme weather and pyroconvection risk factors for Australian wildfires. *Scientific Reports* 9(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46362-x>
5. Abram, N.J., Henley, B.J., Gupta, A.S., Lippmann, T.J., Clarke, H., Dowdy, A.J. *et al.* (2021). Connections of climate change and variability to large and extreme forest fires in southeast Australia. *Communications Earth & Environment* 2(1), 1-17. <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00065-8>
6. Canadell, J.G., Meyer, C.P., Cook, G.D., Dowdy, A., Briggs, P.R., Knauer, J. *et al.* (2021). Multi-decadal increase of forest burned area in Australia is linked to climate change. *Nature Communications* 12, 6921. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27225-4>
7. Van Oldenborgh, G.J., Krikken, F., Lewis, S., Leach, N.J., Lehner, F., Saunders, K.R. *et al.* (2021). Attribution of the Australian bushfire risk to anthropogenic climate change. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 21(3), 941-960. <https://doi.org/10.5194/nhess-21-941-2021>
8. Ward, M., Tulloch, A.I., Radford, J.Q., Williams, B.A., Reside, A.E., Macdonald, S.L. *et al.* (2020). Impact of 2019–2020 mega-fires on Australian fauna habitat. *Nature Ecology & Evolution* 4(10), 1321-1326. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1251-1>
9. Holz, A., Paritsis, J., Mundo, I.A., Veblen, T.T., Kitzberger, T., Williamson, G.J. *et al.* (2017). Southern Annular Mode drives multicentury wildfire activity in southern South America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(36), 9552–9557. <https://doi.org/10.1073/pnas.1705168114>
10. Eloy, L., Hecht, S., Steward, A., Mistry, J. (2019). Firing up: Policy, politics and polemics under new and old burning regimes. *The Geographical Journal* 185(1), 2–9. <https://doi.org/10.1111/geoj.12293>
11. Schmidt, I.B. and Eloy, L. (2020). Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management. *Flora* 268, 151613. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613>
12. INPE (2020). Portal de dados abertos e sistema de monitoramento do Programa Queimadas. *Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*. <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/dados-abertos/>
13. Vargas-Cuentas, N.I. and Roman-Gonzalez, A. (2021). Satellite-Based Analysis of Forest Fires in the Bolivian Chiquitania and Amazon Region: Case 2019. *IEEE Aerospace and Electronic Systems Magazine* 36(2), 38-54. <https://doi.org/10.1109/MAES.2020.3033392>
14. Garcia, L.C., Szabo, J.K., de Oliveira Roque, F., Pereira, A.D.M.M., da Cunha, C.N., Damasceno-Júnior, G.A. *et al.* (2021). Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. *Journal of Environmental Management* 293, 112870. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112870>
15. Andela, N., Morton, D.C., Giglio, L., Paugam, R., Chen, Y., Hantson, S. *et al.* (2019). The Global Fire Atlas of individual fire size, duration, speed and direction. *Earth System Science Data*, 11, 529–552. <https://doi.org/10.5194/essd-11-529-2019>
16. Navarro, K.M., Kleinman, M.T., Mackay, C.E., Reinhardt, T.E., Balmes, J.R., Broyles, G.A. *et al.* (2019). Wildland firefighter smoke exposure and risk of lung cancer and cardiovascular disease mortality. *Environmental Research* 173, 462-468. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.03.060>
17. Marlier, M.E., Bonilla, E.X. and Mickley, L.J. (2020). How do Brazilian fires affect air pollution and public health?. *GeoHealth* 4(12), e2020GH000331. <https://doi.org/10.1029/2020GH000331>
18. Aguilera, R., Corringham, T., Gershunov, A., and Benmarhnia, T. (2021). Wildfire smoke impacts respiratory health more than fine particles from other sources: observational evidence from Southern California. *Nature Communications*, 12(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21708-0>

19. Chen, G., Guo, Y., Yue, X., Tong, S., Gasparri, A., Bell, M.L. *et al.* (2021). Mortality risk attributable to wildfire-related PM2.5 pollution: a global time series study in 749 locations. *The Lancet Planetary Health*, 5(9), E579-E587. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(21\)00200-X](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00200-X)
20. Silveira, S., Kornbluh, M., Withers, M.C., Grennan, G., Ramanathan, V. and Mishra, J. (2021). Chronic Mental Health Sequelae of Climate Change Extremes: A Case Study of the Deadliest Californian Wildfire. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(4), 1487. <https://doi.org/10.3390/ijerph18041487>
21. Ikeda, K. and Tanimoto, H. (2015). Exceedances of air quality standard level of PM2.5 in Japan caused by Siberian wildfires. *Environmental Research Letters* 10(10), 105001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/105001>
22. Ford, B., Val Martin, M., Zelasky, S.E., Fischer, E.V., Anenberg, S.C., Heald, C.L. *et al.* (2018). Future fire impacts on smoke concentrations, visibility, and health in the contiguous United States. *GeoHealth* 2(8), 229-247. <https://doi.org/10.1029/2018GH000144>
23. Bencherif, H., Bègue, N., Kirsch Pinheiro, D., du Preez, D.J., Cadet, J-M, da Silva Lopes, F.J. *et al.* (2019). Investigating the Long-Range Transport of Aerosol Plumes Following the Amazon Fires (August 2019): A Multi-Instrumental Approach from Ground-Based and Satellite Observations. *Remote Sensing* 12(22), 3846. <https://doi.org/10.3390/rs12223846>
24. Machado-Silva, F., Libonati, R., Melo de Lima, T.F., Peixoto, R.B., de Almeida França, J.R., de Avelar Figueiredo Mafra Magalhães, M. *et al.* (2020). Drought and fires influence the respiratory diseases hospitalizations in the Amazon. *Ecological Indicators* 109, 105817. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105817>
25. Masri, S., Scaduto, E., Jin, Y. and Wu, J. (2021). Disproportionate Impacts of Wildfires among Elderly and Low-Income Communities in California from 2000–2020. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(8), 3921. <https://doi.org/10.3390/ijerph18083921>
26. Abatzoglou, J.T. and Williams, A.P. (2016). Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(42), 11770-11775. <https://doi.org/10.1073/pnas.1607171113>
27. Hoegh-Guldberg, O., Jacob, D., Taylor, M., Bindi, M., Brown, S., Camilloni, I. *et al.* (2018). Impacts of 1.5°C Global Warming on Natural and Human Systems. In *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P.R. *et al.* (eds.). In Press. <https://www.ipcc.ch/sr15/>
28. The Intergovernmental Panel on Climate Change (2021). Summary for Policymakers. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-i/>
29. Kirchmeier-Young, M.C., Gillett, N.P., Zwiers, F.W., Cannon, A.J. and Anslow, F.S. (2019). Attribution of the influence of human-induced climate change on an extreme fire season. *Earth's Future* 7(1), 2–10. <https://doi.org/10.1029/2018EF001050>
30. Williams, A.P., Abatzoglou, J.T., Gershunov, A., Guzman Morales, J., Bishop, D.A., Balch, J.K. *et al.* (2019). Observed impacts of anthropogenic climate change on wildfire in California. *Earth's Future* 7(8), 892-910. <https://doi.org/10.1029/2019EF001210>
31. Australia, Bureau of Meteorology (2020). Special Climate Statement #73. Bureau of Meteorology, Victoria, Australia. <http://www.bom.gov.au/climate/current/statements/>
32. Barbero, R., Abatzoglou, J.T., Pimont, F., Ruffault, J. and Curt, T. (2020). Attributing increases in fire weather to anthropogenic climate change over France. *Frontiers in Earth Science* 8, 104. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00104>
33. Lewis, S.C., Blake, S.A., Trewin, B., Black, M.T., Dowdy, A.J., Perkins-Kirkpatrick, S.E. *et al.* (2020). Deconstructing factors contributing to the 2018 fire weather in Queensland, Australia. *Bulletin of the American Meteorological Society* 101(1), S115-S122. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-19-0144.1>

34. Abatzoglou, J.T., Juang, C.S., Williams, A.P., Kolden, C.A. and Westerling, A.L. (2021). Increasing synchronous fire danger in forests of the western United States. *Geophysical Research Letters* 48(2), e2020GL091377. <https://doi.org/10.1029/2020GL091377>
35. Bowman, D.M.J.S., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W.J., Cochrane, M.A., D'Antonio, C.M. *et al.* (2011). The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography* 38(12), 2223-2236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>
36. Bond, W.J. and Keane, R.E. (2017). Fires, Ecological Effects of. *Elsevier*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02098-7>
37. Cochrane, M.A. and Bowman, D.M.J.S. (2021). Manage fire regimes, not fires. *Nature Geoscience* 14(7), 455-457. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00791-4>
38. United Nations Environment Programme and GRID-Arendal (2021). Spreading like Wildfire: The Rising Threat of Extraordinary Landscape Fires. UNEP. Nairobi, GRID-Arendal, Arendal. <https://www.grida.no>
39. Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D.P., Humber, M.L. and Justice, C.O. (2018). The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. *Remote Sensing of Environment*, 217, 72-85. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.005>
- Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D.P., Humber, M.L. and Justice, C.O. (2018). Monthly MODIS Burned Area Product (MCD64A1 v006). Accessed on 07/10/2021 from Global Forest Watch (<https://globalforestwatch.org/>)
40. Krebs, P., Pezzatti, G.B., Mazzoleni, S., Talbot, L.M. and Conedera, M. (2010). Fire regime: history and definition of a key concept in disturbance ecology. *Theory in Biosciences*, 129(1), 53–69. <https://doi.org/10.1007/s12064-010-0082-z>
41. Myers, R.L. (2006). Living with Fire – Sustaining Ecosystems & Livelihoods through Integrated Fire Management. *The Nature Conservancy*. <https://www.cbd.int/doc/pa/tools/Living%20with%20Fire.pdf>
42. Bowman, D.M., Kolden, C.A., Abatzoglou, J.T., Johnston, F.H., van der Werf, G.R. and Flannigan, M. (2020). Vegetation fires in the Anthropocene. *Nature Reviews Earth & Environment* 1(10), 500-515. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0085-3>
43. Fidelis, A. (2020). Is fire always the “bad guy”? *Flora* 268, 151611. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151611>
44. Fusco, E.J., Finn, J.T., Balch, J.K., Chelsea Nagy, R. and Bradley, B.A. (2019). Invasive grasses increase fire occurrence and frequency across US ecoregions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116(47) 23594-23599. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908253116>
45. Pivello, V.R., Vieira, I., Christianini, A.V., Ribeiro, D.B., da Silva Menezes, L., Berlinck, C.N. *et al.* (2021). Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation* 19(3), 233-255. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>
46. Armenteras, D., Dávalos, L.M., Barreto, J.S., Miranda, A., Hernández-Moreno, A., Zamorano-Elgueta, C. *et al.* (2021). Fire-induced loss of the world's most biodiverse forests in Latin America. *Science Advances* 7(33), eabd3357. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd3357>
47. Bento-Gonçalves, A. and Vieira, A. (2020). Wildfires in the wildland-urban interface: Key concepts and evaluation methodologies. *Science of the Total Environment* 707, 135592. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135592>
48. Baylis, P. and Boomhower, J. (2019). *Moral hazard, wildfires, and the economic incidence of natural disasters*. National Bureau of Economic Research, Working paper 26550. <https://doi.org/10.3386/w26550>
49. Laris, P. and Wardell, D.A. (2006). Good, bad or 'necessary evil'? Reinterpreting the colonial burning experiments in the savanna landscapes of West Africa. *Geographical Journal* 172(4), 271-290. <https://doi.org/10.1111/j.1475-4959.2006.00215.x>
50. Mistry, J., Bilbao, B.A. and Berardi, A. (2016). Community owned solutions for fire management in tropical ecosystems: case studies from Indigenous communities of South America. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371(1696), 20150174. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2015.0174>
51. Thompson, M.P., MacGregor, D.G., Dunn, C.J., Calkin, D.E. and Phipps, J. (2018). Rethinking the Wildland Fire Management System. *Journal of Forestry* 116(4), 382–390. <https://doi.org/10.1093/jofore/fvy020>

52. Brotons, L., Aquilué, N., de Cáceres, M., Fortin, M.-J. and Fall, A. (2013). How Fire History, Fire Suppression Practices and Climate Change Affect Wildfire Regimes in Mediterranean Landscapes. *PLoS ONE* 8(5), e62392. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062392>
53. Durigan, G. and Ratter, J.A. (2016). The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology* 53(1), 11-15. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>
54. Batista, E.K.L., Russell-Smith, J., França, H. and Figueira, J.E.C. (2018). An evaluation of contemporary savanna fire regimes in the Canastra National Park, Brazil: Outcomes of fire suppression policies. *Journal of Environmental Management* 205, 40-49. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.053>
55. Moura, L.C., Scariot, A.O., Schmidt, I.B., Beatty, R. and Russell-Smith, J. (2019). The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. *Journal of Environmental Management* 232, 600-606. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.057>
56. Cochrane, M.A. (2019). Burning questions about ecosystems. *Nature Geoscience* 12, 86–87. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0306-x>
57. Russell-Smith, J., Cook, G.D., Cooke, P.M., Edwards, A.C., Lendrum, M., Meyer, C.P. and Whitehead P.J. (2013). Managing fire regimes in north Australian savannas: applying Aboriginal approaches to contemporary global problems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(s1), e55-e63. <https://doi.org/10.1890/120251>
58. Russell-Smith, J., McCaw, L. and Leavesley, A. (2020). Adaptive prescribed burning in Australia for the early 21st Century—context, status, challenges. *International Journal of Wildland Fire* 29(5), 305-313. <https://doi.org/10.1071/WF20027>
59. Russell-Smith, J., Moura, L.C., Yates, C., Beatty, R., Mafoko, J. and Johnston, S. (2021). Market-based options for supporting sustainable fire management of fire-prone Cerrado (savanna) remnant landscapes. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil* (2), 153–167. <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v1i2.1725>
60. Kharuk, V.I., Ponomarev, E.I., Ivanova, G.A., Dvinskaya, M.L., Coogan, S.C. and Flannigan, M.D. (2021). Wildfires in the Siberian taiga. *Ambio* 50(11), 1953-1974. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01490-x>
61. Hanes, C.C., Wang, X., Jain, P., Parisien, M.A., Little, J.M. and Flannigan, M.D. (2019). Fire-regime changes in Canada over the last half century. *Canadian Journal of Forest Research* 49(3), 256-269. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0293>
62. Kitzberger, T., Perry, G.L.W., Paritsis, J., Gowda, J.H., Tepley, A.J., Holz, A. et al. (2016). Fire-vegetation feedbacks and alternative states: common mechanisms of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 54(2), 247-272. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2016.1151903>
63. Brando, P., Macedo, M., Silvério, D., Rattis, L., Paolucci, L., Alencar, A. et al. (2020). Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora* 268, 151609. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151609>
64. Marengo, J.A., Cunha, A.P., Cuartas, L.A., Deusdará Leal, K.R., Broedel, E., Seluchi, M.E. et al. (2021). Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. *Frontiers in Water* 3, 13. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.639204>
65. Naumann, G., Podesta, G., Marengo, J., Luterbacher, J., Bavera, D., Arias-Muñoz, C. et al. (2021). The 2019-2021 extreme drought episode in La Plata Basin. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2760/773>
66. Dowdy, A.J. (2018). Climatological Variability of Fire Weather in Australia. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 57(2), 221-234. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-17-0167.1>
67. Australia, Bureau of Meteorology and CSIRO (2020). State of the Climate 2020. <http://www.bom.gov.au/state-of-the-climate/>
68. Strydom, S. and Savage, M.J. (2017). Potential impacts of climate change on wildfire dynamics in the midlands of KwaZulu-Natal, South Africa. *Climatic Change* 143(3), 385-397. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-2019-8>

69. González, M.E., Gómez González, S., Lara, A., Garreaud, R. and Díaz Hormazábal, I. (2018). The 2010–2015 Megadrought and its influence on the fire regime in central and south central Chile. *Ecosphere* 9(8), e02300. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2300>
70. Kouassi, J-L.K., Wandan, N.E. and Mbow, C. (2018). Assessing the Impact of Climate Variability on Wildfires in the N'Zi River Watershed in Central Côte d'Ivoire. *Fire* 1(3),36. <https://doi.org/10.3390/fire1030036>
71. Kraaij, T., Baard, J.A., Arndt, J., Vhengani, L. and Van Wilgen, B.W. (2018). An assessment of climate, weather, and fuel factors influencing a large, destructive wildfire in the Knysna region, South Africa. *Fire Ecology* 14(2), 1-12. <https://doi.org/10.1186/s42408-018-0001-0>
72. Dupuy, J., Fargeon, H., Martin, N., Pimont, F., Ruffault, J., Guijarro, M. *et al.* (2019). Climate Change Impact on Future Wildfire Danger and Activity in Southern Europe: A Review. *Annals of Forest Science* 77(2), 1-24. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00933-5>
73. Ertugrul, M., Varol, T., Ozel, H.B., Cetin, M. and Sevik, H. (2021). Influence of climatic factor of changes in forest fire danger and fire season length in Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 193(1), 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08800-6>
74. Dowdy, A.J. and Mills, G.A. (2012). Characteristics of lightning-attributed wildland fires in south-east Australia. *International Journal of Wildland Fire* 21(5), 521-524. <https://doi.org/10.1071/WF10145>
75. Ganteaume, A., Camia, A., Jappiot, M., San-Miguel-Ayanz, J., Long-Fournel, M. and Lampin, C. (2012). A review of the main driving factors of forest fire ignition over Europe. *Environmental Management* 51(3), 651-662. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9961-z>
76. Romps, D.M., Seeley, J.T., Vollaro, D. and Molinari, J. (2014). Projected increase in lightning strikes in the United States due to global warming. *Science* 346(6211), 851-854. <https://doi.org/10.1126/science.1259100>
77. Collins, K.M., Price, O.F. and Penman, T.D. (2015). Spatial patterns of wildfire ignitions in south-eastern Australia. *International Journal of Wildland Fire* 24(8), 1098-1108. <https://doi.org/10.1071/WF15054>
78. Abatzoglou, J.T., Kolden, C.A., Balch, J.K., and Bradley, B.A. (2016). Controls on interannual variability in lightning-caused fire activity in the western US. *Environmental Research Letters* 11(4), 045005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/4/045005r>
79. Balch, J.K., Bradley, B.A., Abatzoglou, J.T., Nagy, R.C., Fusco, E.J. and Mahood, A.L. (2017). Human-started wildfires expand the fire niche across the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(11), 2946-2951. <https://doi.org/10.1073/pnas.1617394114>
80. Mariani, M., Holz, A., Veblen, T.T., Williamson, G., Fletcher, M.-S., and Bowman, D.M.J.S. (2018). Climate change amplifications of climate-fire teleconnections in the Southern Hemisphere. *Geophysical Research Letters* 45(10), 5071–5081. <https://doi.org/10.1029/2018GL078294>
81. Nagy, R., Fusco, E., Bradley, B., Abatzoglou, J.T. and Balch, J. (2018). Human-related ignitions increase the number of large wildfires across US ecoregions. *Fire* 1(1), 4. <https://doi.org/10.3390/fire1010004>
82. Veraverbeke, S., Rogers, B., Goulden, M., Jandt, R.R., Miller, C.E., Wiggins, E.B. *et al.* (2017). Lightning as a major driver of recent large fire years in North American boreal forests. *Nature Climate Change* 7(7), 529–534. <https://doi.org/10.1038/nclimate3329>
83. Dowdy, A. J. (2020). Climatology of thunderstorms, convective rainfall and dry lightning environments in Australia. *Climate Dynamics* 54(5), 3041-3052. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05167-9>
84. Fromm, M., Lindsey, D.T., Servranckx, R., Yue, G., Trickl, T., Sica, R. *et al.* (2010). The untold story of pyrocumulonimbus. *Bulletin of the American Meteorological Society* 91(9), 1193-1210. <https://doi.org/10.1175/2010BAMS3004.1>
85. Dowdy, A.J., Fromm, M.D and McCarthy, N. (2017). Pyrocumulonimbus lightning and fire ignition on Black Saturday in southeast Australia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 122(14), 7342-7354. <https://doi.org/10.1002/2017JD026577>
86. Dowdy, A.J. and Pepler, A. (2018). Pyroconvection risk in Australia: Climatological changes in atmospheric stability and surface fire weather conditions. *Geophysical Research Letters* 45(4), 2005-2013. <https://doi.org/10.1002/2017GL076654>

87. Kablick III, G., Fromm, M., Miller, S., Partain, P., Peterson, D., Lee, S. *et al.* (2018). The Great Slave Lake pyroCb of 5 August 2014: Observations, simulations, comparisons with regular convection, and impact on UTLS water vapor. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 123(21), 12-332. <https://doi.org/10.1029/2018JD028965>
88. Peterson, D.A., Campbell, J.R., Hyer, E.J., Fromm, M.D., Kablick, G.P., Cossuth, J.H. *et al.* (2018). Wildfire-driven thunderstorms cause a volcano-like stratospheric injection of smoke. *NPJ Climate and Atmospheric Science* 1(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41612-018-0039-3>
89. Zuev, V.V., Gerasimov, V.V., Nevzorov, A.V. and Savelieva, E.S. (2019). Lidar observations of pyrocumulonimbus smoke plumes in the UTLS over Tomsk (Western Siberia, Russia) from 2000 to 2017. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19(5), 3341-3356. <https://doi.org/10.5194/acp-19-3341-2019>
90. Di Virgilio, G., Evans, J.P., Blake, S.A., Armstrong, M., Dowdy, A.J., Sharples, J. *et al.* (2019). Climate change increases the potential for extreme wildfires. *Geophysical Research Letters* 46(14), 8517-8526. <https://doi.org/10.1029/2019GL083699>
91. Clarke, H., Pitman, A.J., Kala, J., Carouge, C., Haverd, V. and Evans, J. (2016). An investigation of future fuel load and fire weather in Australia. *Climatic Change* 139(3), 591-605. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1808-9>
92. Haverd, V., Smith, B., Canadell, J.G., Cuntz, M., Mikaloff-Fletcher, S., Farquhar, G. *et al.* (2020). Higher than expected CO2 fertilization inferred from leaf to global observations. *Global Change Biology*, 26(4), 2390-2402. <https://doi.org/10.1111/gcb.14950>
93. Mondal, P. and McDermid, S.S. (2021). Editorial for Special Issue: "Global Vegetation and Land Surface Dynamics in a Changing Climate". *Land* 10(1), 45. <https://doi.org/10.3390/land10010045>
94. Moreira, F., Ascoli, D., Safford, H., Adams, M.A., Moreno, J.M., Pereira, J.M.C. *et al.* (2020). Wildfire management in Mediterranean-type regions: paradigm change needed. *Environmental Research Letters* 15(1), 011001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab541e>
95. Ingalsbee, T. (2017). Whither the paradigm shift? Large wildland fires and the wildfire paradox offer opportunities for a new paradigm of ecological fire management. *International Journal of Wildland Fire*, 26(7), 557-561. <https://doi.org/10.1071/WF17062>
96. Hugelius, G., Loisel, J., Chadburn, S., Jackson, R.B., Jones, M., MacDonald, G. *et al.* (2020). Large stocks of peatland carbon and nitrogen are vulnerable to permafrost thaw. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117(34), 20438-20446. <https://doi.org/10.1073/pnas.1916387117>
97. Yanagiya, K. and Furuya, M. (2020). Post-Wildfire Surface Deformation Near Batagay, Eastern Siberia, Detected by L-Band and C-Band InSAR. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 125(7), e2019JF005473. <https://doi.org/10.1029/2019JF005473>
98. Lenton, T.M., Held, H., Kriegler, E., Hall, J.W., Lucht, W., Rahmstorf, S. and Schellnhuber, H.J. (2008). Tipping elements in the Earth's climate system. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(6), 1786-1793. <https://doi.org/10.1073/pnas.0705414105>
99. Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D. *et al.* (2018). Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115(33), 8252-8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
100. Gatti, L.V., Basso, L.S., Miller, J.B., Gloor, M., Gatti Domingues, L., Cassol, H.L. *et al.* (2021). Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature* 595(7867), 388-393. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>
101. Rodríguez-Trejo, D. A., Martínez-Hernández, P. A., Ortiz-Contla, H., Chavarría-Sánchez, M. R. and Hernandez-Santiago, F. (2011). The present status of fire ecology, traditional use of fire, and fire management in Mexico and Central America. *Fire Ecology* 7(1), 40-56. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701040>
102. Sletto, B. (2008). The knowledge that counts: institutional identities, policy science, and the conflict over fire management in the Gran Sabana, Venezuela. *World Development* 36(10), 1938-1955. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2008.02.008>
103. Bilbao, B., Mistry, J., Millán, A. and Berardi, A. (2019). Sharing Multiple Perspectives on Burning: Towards a Participatory and Intercultural Fire Management Policy in Venezuela, Brazil, and Guyana. *Fire* 2(3), 39. <https://doi.org/10.3390/fire2030039>

104. Australia, Commonwealth of Australia (2018). Carbon Credits (Carbon Farming Initiative – Savanna Fire Management – Emissions Avoidance) Methodology Determination. <https://www.industry.gov.au/regulations-and-standards/methods-for-the-emissions-reduction-fund/savanna-fire-management-emissions-avoidance-method>
105. Schmidt, I.B., Moura, L.C., Ferreira, M.C., Eloy, L., Sampaio, A.B., Dias, P.A. *et al.* (2018). Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology* 55(5), 2094-2101. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13118>
106. Berlinck, C.N. and Batista, E.K. (2020). Good fire, bad fire: It depends on who burns. *Flora* 268, 151610. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151610>
107. de Moraes Falleiro, R., Steil, L., de Oliveira, M.S., Lando, I., Machado, L.D.O.R., Cunha, A.M.C. *et al.* (2021). Histórico, Avaliação, Oportunidades e Desafios do Manejo Integrado do Fogo nas Terras Indígenas Brasileiras. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil* (2), 75-98. <https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/1742>
108. Government of Brazil (2021). Ibama contrata mais de 1,5 mil brigadistas, o equivalente a 89,8% do previsto no edital. 22 September 2021. <https://www.gov.br/pt-br/noticias/meio-ambiente-e-clima/2021/09/ibama-contrata-mais-de-1-5-mil-brigadistas-o-equivalente-a-89-8-do-previsto-no-edital>. Accessed 12 January 2022
109. Bello, O., Bustamante, A. and Pizarro, P. (2021). Planning for disaster risk reduction within the framework of the 2030 Agenda for Sustainable Development. *Project Documents* (LC/TS.2020/108), Santiago, Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC). [https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/46639/1/S2000452\\_en.pdf](https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/46639/1/S2000452_en.pdf)
110. Douglas K. Bardsley, Thomas A.A. Prowse & Caren Siegfriedt (2019). Seeking knowledge of traditional Indigenous burning practices to inform regional bushfire management. *Local Environment* 24:8, 727-745, <https://doi.org/10.1080/13549839.2019.1640667>
111. Paveglio, T.B. (2021). From Checkers to Chess: Using Social Science Lessons to Advance Wildfire Adaptation Processes. *Journal of Forestry*, 119(6), 618-639. <https://doi.org/10.1093/jofore/fvab028>
112. United States of America, National Aeronautics and Space Administration. (2022). Fire Information for Resource Management System. <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>. Accessed 4 February 2022.
113. RedLaTIF (2021). Red Latinoamericana de Teledetección e Incendios Forestales. <http://www.redlatif.org/en/>. Accessed 10 December 2021.
114. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2021). Situação Atual, 9 December. <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/situacao-atual>. Accessed 9 December 2021.
115. South Africa, Department of Forestry, Fisheries, and the Environment (2021). Working on Fire. <https://www.dffe.gov.za/projectsprogrammes/workingonfire>
116. AFAC (2018). Fire and Emergency Services and Climate Change. Position Version 1.0, 24 October 2018. <https://www.afac.com.au/docs/default-source/doctrine/afac-position-fire-and-emergency-services-and-climate-change.pdf>
117. Australia, Department of Home Affairs (2018). *National Disaster Risk Reduction Framework*. <https://www.homeaffairs.gov.au/emergency/files/national-disaster-risk-reduction-framework.pdf>
118. Westcott, R., Ronan, K., Bambrick, H. and Taylor, M. (2020). Natural hazards and adaptive response choices in a changing climate: Promoting bushfire preparedness and risk reduction decision-making. *Social Sciences & Humanities Open* 2(1), 100065. <https://doi.org/10.1016/j.ssaho.2020.100065>
119. Wunder, S., Calkin, D.E., Charlton, V., Feder, S., de Arano, I.M., Moore, P. *et al.* (2021). Resilient landscapes to prevent catastrophic forest fires: Socioeconomic insights towards a new paradigm. *Forest Policy and Economics* 128, 102458. <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102458>
120. Australian Institute for Disaster Resilience (2021). AIDR Service Statement 2021-2025 - Our approach. [https://www.aidr.org.au/media/8807/aidr-approach-2021-25\\_2021-07-13\\_v11\\_digital.pdf](https://www.aidr.org.au/media/8807/aidr-approach-2021-25_2021-07-13_v11_digital.pdf)

## Références des illustrations

### Surfaces brûlées par des incendies au cours des deux dernières décennies

#### Angola

Catarino, S., Romeiras, M.M., Figueira, R., Aubard, V., Silva, J.M.N. and Pereira, J.M.C. (2020). Spatial and Temporal Trends of Burnt Area in Angola: Implications for Natural Vegetation and Protected Area Management. *Diversity*, 12, 307. <https://doi.org/10.3390/d12080307>

#### Australie

Canadell, J.G., Meyer, C.P., Cook, G.D., Dowdy, A., Briggs, P.R., Knauer, J. *et al.* (2021). Multi-decadal increase of forest burned area in Australia is linked to climate change. *Nature Communications* 12, 6921. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27225-4>

#### Bolivie

Heyer, J.P., Power, M.J., Field, R.D. and van Marle, M.J. (2018). The impacts of recent drought and fire in lowland Bolivia on forest loss and regional smoke emissions. *Biogeosciences*. <https://doi.org/10.5194/bg-2017-462>

#### Brésil

Le Stradic, S. and Buisson, E. (2021). Restoring savannas and tropical herbaceous ecosystems, Encyclopedia of the Environment: The Cerrado biome. <https://www.encyclopedie-environnement.org/en/zoom/cerrado-biome/>

Schmidt, I.B. and Eloy, L. (2020). Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management. *Flora* 268, 151613. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613>

#### Canada

Veraverbeke, S., Rogers, B., Goulden, M., Jandt, R.R., Miller, C.E., Wiggins, E.B. *et al.* (2017) Lightning as a major driver of recent large fire years in North American boreal forests. *Nature Climate Change* 7, 529–534. <https://doi.org/10.1038/nclimate3329>

#### Chili

McWethy, D.B., Pauchard, A., Garcí'a, R.A., Holz, A., Gonza'lez, M.E., Veblen, T.T. *et al.* (2018) Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile. *PLoS ONE* 13(8):e0201195. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201195>

#### Mexique

Zúñiga-Vásquez, J.M., Cisneros-González, D. and Pompa-García, M. (2017). Drought regulates the burned forest areas in Mexico: the case of 2011, a record year. *Geocarto International* 34, 1–14. <https://doi.org/10.1080/10106049.2017.1415986>

#### Paraguay

Chen, Y., Morton, D.C., Jin, Y., Collatz, G.J., Kasibhatla, P.S., van der Werf, G.R. *et al.* (2013). Long-term trends and interannual variability of forest, savanna and agricultural fires in South America. *Carbon Management*, 4(6), 617-638. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.61>

#### Russie 2003

Forkel, M., Thonicke, K., Beer, C., Cramer, W., Bartalev, S. and Schullius, C. (2012). Extreme fire events are related to previous-year surface moisture conditions in permafrost-underlain larch forests of Siberia. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044021. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044021>

Ponomarev E.I., Kharuk, V.I. and Ranson, K.J. (2016). Wildfires Dynamics in Siberian Larch Forests. *Forests*, 7(6), 125. <https://doi.org/10.3390/f7060125>

## Les incendies de forêt à l'ère de l'Anthropocène

### Qu'est-ce qu'un incendie de forêt ?

38. UNEP and GRID-Arendal (2021).

### Incendies de forêt et écosystèmes

36. Bond and Keane (2017).

Keane R.E. (2019). Fire Ecology. In: Manzello S. (eds) Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8\\_254-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_254-1)

### Types d'incendies de forêt

Keeley, J. E. (2012). Ecology and evolution of pine life histories. *Annals of Forest Science* 69, 445–453. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0201-8>

Pyne, S. (2010). The Ecology of Fire. *Nature Education Knowledge* 3(10):30. <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/the-ecology-of-fire-13259892/>

Xanthopoulos G. and Athanasiou, M. (2020). Crown Fire. In: Manzello S.L. (eds) Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-52090-2\\_13](https://doi.org/10.1007/978-3-319-52090-2_13)

### Plantes dépendant du feu

36. Bond and Keane (2017)

Keeley, J. E. (2012). Ecology and evolution of pine life histories. *Annals of Forest Science* 69, 445–453. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0201-8>

Keeley, J.E. and Fotheringham, C.J. (2000). Role of fire in regeneration from seed. In Fenner, M. (ed.), *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. Chapter 13. CAB International. <http://dx.doi.org/10.1079/9780851994321.0000>

### Régions du monde en proie aux incendies

15. Andela *et al.* (2019)

Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D.P., Humber, M.L. and Justice, C.O. (2018). The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. *Remote Sensing of Environment*, 217, 72-85. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.005>

### Modification des régimes d'incendie

#### Modification des régimes d'incendie dans certains biomes et évolution de l'affectation des terres

35. Bowman *et al.* (2011)

36. Bond and Keane (2017)

42. Bowman *et al.* (2020)

Shlisky, A. (2007). Fire, ecosystems and people: Threats and strategies for global biodiversity conservation. Wildfire conference 2007, Seville, Spain. <https://www.researchgate.net/publication/259657820>

MapBiomass Project (2020). Collection 6 of the Annual Series of Land Use and Land Cover Maps of Brazil, 16 August. [https://mapbiomas.org/infograficos-1?cama\\_set\\_language=en](https://mapbiomas.org/infograficos-1?cama_set_language=en). Accessed 1 December 2021.

Souza, C.M. Jr., Shimbo, Z.J., Rosa, M.R., Parente, L.L., Alencar, A.A., Rudorff, B.F.T. *et al.* (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing* 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

NASA Earth Observatory (2022). What's behind California's surge of large fires? <https://earthobservatory.nasa.gov/images/148908/whats-behind-californias-surge-of-large-fires>

### Incendies et espèces envahissantes

44. Fusco *et al.* (2019)

Halofsky, J.E., Peterson, D.L. and Harvey, B.J. (2020). Changing wildfire, changing forests: the effects of climate change on fire regimes and vegetation in the Pacific Northwest, USA. *Fire Ecology*, 16, 4 <https://doi.org/10.1186/s42408-019-0062-8>

Hamilton, N.P., Yelenik, S.G., Durboraw, T.D., Cox, R.D. and Gill, N.S. (2021). Understanding Grass Invasion, Fire Severity, and *Acacia koa* Regeneration for Forest Restoration in Hawai'i Volcanoes National Park. *Land* 10, 962. <https://doi.org/10.3390/land10090962>

Pausas, J.G. and Keeley, J.E. (2014). Abrupt Climate-Independent Fire Regime Changes. *Ecosystems* 17, 1109–1120. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9773-5>

## Changement climatique : intensification des conditions météorologiques favorables aux incendies

36. Bond and Keane (2017)

42. Bowman *et al.* (2020)

Keeley, J.E. and Syphard, A.D. (2016). Climate Change and Future Fire Regimes: Examples from California. *Geosciences*, 6(3):37. <https://doi.org/10.3390/geosciences6030037>

Rogers, B.M., Balch, J.K., Goetz, S.J., Lehmann, C.E.R. and Turetsky, M. (2020). Focus on changing fire regimes: interactions with climate, ecosystems, and society. *Environmental Research Letters*, 15(3), p.030201. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d3a>

### Incendies causés par la foudre

36. Bond and Keane (2017)

42. Bowman *et al.* (2020)

Kharuk, V.I., Ponomarev, E.I., Ivanova, G.A. Dvinskaya, M.L., Coogan, S.C.P. and Flannigan, M.D. (2021). Wildfires in the Siberian taiga. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01490-x>

Veraverbeke, S., Rogers, B., Goulden, M., Jandt, R.R., Miller, C.E., Wiggins, E.B. *et al.* (2017). Lightning as a major driver of recent large fire years in North American boreal forests. *Nature Climate Change* 7, 529–534. <https://doi.org/10.1038/nclimate3329>

### Orages de feu

Australia, National Environmental Science Programme (2020). Fire-generated thunderstorms and climate change in Australia. [https://nepsclimate.com.au/wp-content/uploads/2021/05/ESCC\\_Fire-Generated-Thunderstorms\\_Brochure.pdf](https://nepsclimate.com.au/wp-content/uploads/2021/05/ESCC_Fire-Generated-Thunderstorms_Brochure.pdf)

### Impacts de l'intensification des incendies de forêt sur le système terrestre

#### Pollution atmosphérique

Lapere, R., Mailler, S. and Menut, L. (2021). The 2017 Mega-Fires in Central Chile: Impacts on Regional Atmospheric Composition and Meteorology Assessed from Satellite Data and Chemistry-Transport Modeling. *Atmosphere* 12, 344. <https://doi.org/10.3390/atmos12030344>

#### Modification de l'albédo

42. Bowman *et al.* (2020)

de Magalhães, N., Evangelista, H., Condom, T., Rabatel, A. and Ginot, P. (2019). Amazonian biomass burning enhances tropical Andean glaciers melting. *Scientific Reports*, 9(1), 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-53284-1>

#### Transformation des puits de carbone en sources de carbone

42. Bowman *et al.* (2020)

#### Pollution de l'eau

Bladon, K.D., Emelko, M.B., Silins, U. and Stone, M. (2014). Wildfire and the future of water supply. *International Journal of Environmental Science and Technology* 48(16), 8936–8943. <https://doi.org/10.1021/es500130g>

Hauer, F.R. and Spencer, C.N. (1998). Phosphorus and nitrogen dynamics in streams associated with wildfire: a study of immediate and longterm effects. *International Journal of Wildland Fire* 8(4), 183-198. <https://doi.org/10.1071/WF9980183>

Yu, M., Bishop, T.F. and Van Ogtrop, F.F. (2019). Assessment of the decadal impact of wildfire on water quality in forested catchments. *Water* 11(3) 533. <https://doi.org/10.3390/w11030533>

#### Érosion

Bladon, K.D., Emelko, M.B., Silins, U. and Stone, M. (2014). Wildfire and the future of water supply. *International Journal of Environmental Science and Technology* 48(16), 8936–8943. <https://doi.org/10.1021/es500130g>

#### Fertilisation de l'océan

Tang, W., Lloret, J., Weis, J., Perron, M.M.G., Basart, S., Li, Z. *et al.* (2021). Widespread phytoplankton blooms triggered by 2019–2020 Australian wildfires. *Nature*, 597(7876), 370–375. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03805-8>

#### Perte de biodiversité

Halofsky, J.E., Peterson, D.L. and Harvey, B.J. (2020). Changing wildfire, changing forests: the effects of climate change on fire regimes and vegetation in the Pacific Northwest, USA. *Fire Ecology* 16(4), 1-26. <https://doi.org/10.1186/s42408-019-0062-8>

#### Espèces menacées par la modification des régimes d'incendie

Kelly, L.T., Giljohann, K.M., Duane, A., Aquilué, N., Archibald, S., Batllori, E. *et al.* (2020). Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science*, 370(6519). <https://doi.org/10.1126/science.abb0355>

# Phénologie

Les changements climatiques modifient le rythme de la nature

## Auteur

**Marcel E. Visser**, Institut néerlandais d'écologie (NIOO-KNAW), Wageningue, Pays-Bas

## Réviseurs

**Elsa Cleland**, Université de Californie, San Diego, États-Unis  
**Gary Tabor**, Centre pour la conservation des grands paysages, Montana, États-Unis  
**Geetha Ramaswami**, Fondation pour la conservation de la nature, Inde  
**Jan van Gils**, Institut royal néerlandais de recherche sur la mer, 't Horntje, Pays-Bas  
**Kelly Ortega-Cisneros**, Université du Cap, Afrique du Sud

**Leonor Patricia Cerdeira Morellato**, Institut de sciences biologiques, Université de São Paulo, Brésil  
**Rebecca Asch**, Département de biologie, Université de Caroline Est, États-Unis  
**Shoko Sakai**, Centre de recherche écologique, Université de Kyoto, Japon  
**Yann Vitasse**, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, Suisse

# 1. Une bonne synchronisation indispensable à l'harmonie de l'écosystème



Crédit image : Meyers Lexikon de 1908 et Nicku/Shutterstock.com.

## Phénologie des tropiques

L'une des principales caractéristiques des climats tropicaux est l'absence de variations saisonnières des températures<sup>18</sup>. En revanche, les variations des précipitations et le passage d'une saison sèche à une saison humide définissent des phases plus claires dans les cycles annuels tropicaux<sup>16,18</sup>. La fréquence et l'intensité des précipitations, ou leur absence, sont un facteur déterminant des changements phénologiques des plantes tropicales, tout comme la lumière du soleil, l'humidité et les subtils changements de température<sup>16-21</sup>. Étant donné la grande diversité des espèces dans les écosystèmes tropicaux, les réponses phénologiques à ces facteurs sont variées et complexes, au sein des espèces comme des communautés<sup>19,35</sup>.

Dans les régions tropicales, le régime des précipitations est fortement influencé par l'oscillation australe El Niño/La Niña (ENSO), caractérisée par l'alternance de phases chaudes et froides de la température de surface de l'océan Pacifique équatorial<sup>36</sup>. Ces anomalies se produisent tous les 2 à 7 ans et durent généralement de 9 à 12 mois<sup>36</sup>. Les communautés végétales tropicales réagissent aux événements de l'ENSO, par exemple par une floraison prolifique ou une moindre fructification due à la sécheresse durant un épisode d'El Niño<sup>17,18,20,37</sup>. Des événements météorologiques extrêmes plus fréquents et plus intenses, provoqués par l'ENSO et le changement climatique, sont susceptibles de perturber davantage le calendrier de la feuillaison, de la floraison et de la fructification<sup>17,18</sup>. Ces changements phénologiques auront des effets en cascade sur les herbivores, nectarivores et frugivores dépendants, ainsi que sur d'autres groupes fonctionnels au sein des écosystèmes<sup>17,19</sup>. Les observations à long terme des changements phénologiques dans les tropiques sont encore rares et la prévision de l'ampleur des changements et des décalages phénologiques reste à ce jour un défi<sup>18</sup>.

La synchronisation est essentielle dans la nature. Les oisillons doivent éclore lorsqu'il y a des aliments pour les nourrir, les pollinisateurs doivent être actifs lorsque leurs plantes hôtes fleurissent et les lièvres des neiges doivent passer du pelage blanc au brun lorsque la neige fond. La phénologie étudie le calendrier des étapes récurrentes du cycle de la vie, déterminé par les forces environnementales, et la façon dont, au sein d'un écosystème, les espèces en interaction répondent aux conditions changeantes<sup>1,2</sup>. Les plantes et les animaux utilisent souvent la température, la longueur du jour, les précipitations ou d'autres changements physiques pour déterminer la prochaine étape de leur cycle saisonnier. Lorsque le printemps est en avance, de nombreux oiseaux réagissent en se reproduisant plus tôt afin de s'adapter à l'apparition précoce de nourriture pour leurs oisillons quand les températures se réchauffent. La température ayant une forte influence sur ces facteurs, les changements phénologiques survenus au cours des dernières décennies figurent parmi les conséquences les plus visibles du changement climatique, du moins dans les régions tempérées et polaires du globe.

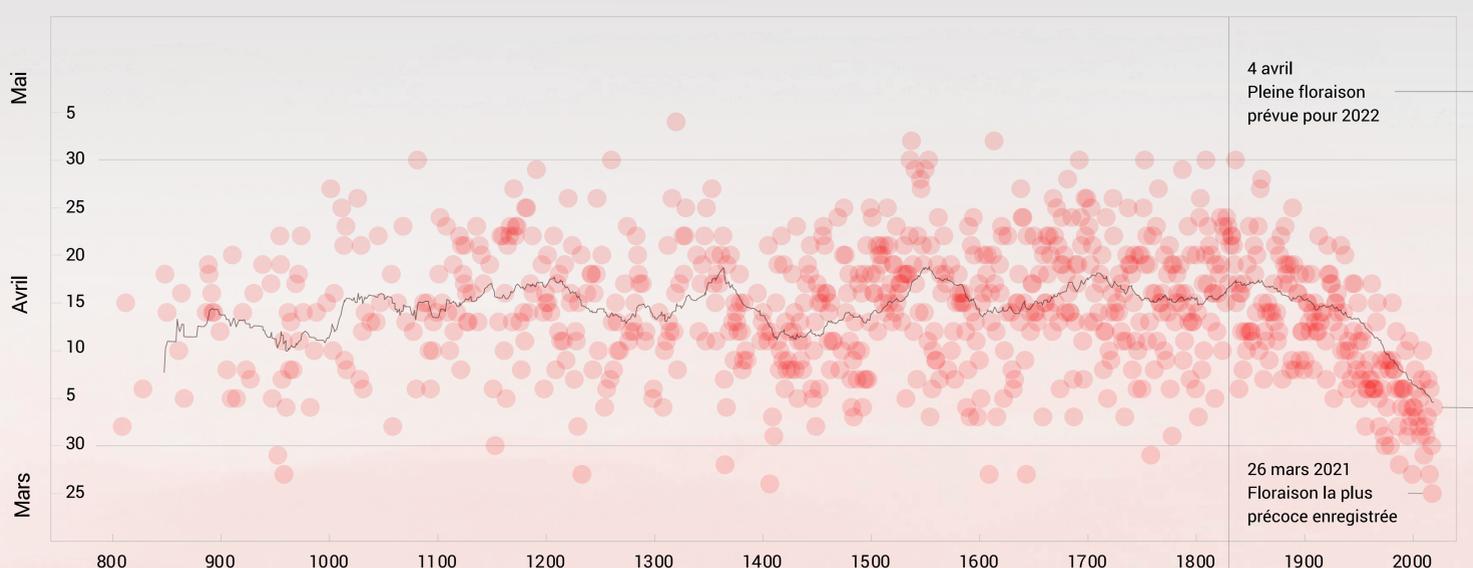
La température n'est cependant pas la seule variable environnementale affectant la phénologie. Aux latitudes plus élevées, une autre variable essentielle est la photopériode, ou durée du jour, qui varie selon les différentes périodes de l'année<sup>3,5</sup>. Si la photopériode n'est pas directement affectée par le changement climatique, l'influence de la température sur la phénologie peut en dépendre. En effet, dans certains systèmes, des températures élevées déclencheront l'étape suivante lors d'une longue photopériode, mais pas lors d'une photopériode plus courte<sup>3,6,7</sup>. Aux latitudes plus élevées, certaines plantes et certains insectes ont également besoin d'une période de basse température, appelée refroidissement hivernal, pour bien réagir aux températures plus chaudes lorsqu'elles se produisent<sup>8-10</sup>. Certaines espèces dépendent du feu pour déclencher des étapes du cycle de vie, comme la libération et la germination des graines des cônes stimulées par le feu<sup>11,12</sup>. En ce qui concerne l'eau, les précipitations influent sur le débit des rivières qui influence à son tour le moment et la durée de la migration des poissons, de même que la température de l'eau et la photopériode<sup>13-15</sup>.

La compréhension de la phénologie dans les régions tropicales est plus compliquée que dans les régions ayant des cycles saisonniers annuels clairs, en raison des moindres variations de température et de lumière du jour<sup>16-18</sup>. Les espèces tropicales adoptent diverses stratégies phénologiques. Ainsi, les individus d'une même population peuvent ne pas être synchronisés et les cycles peuvent être plus courts que 12 mois. Différents facteurs, dont la pluie, la sécheresse, l'humidité disponible et la forte exposition à la lumière du soleil, peuvent déclencher l'étape suivante du cycle de vie dans les régions tropicales<sup>17-21</sup>.

L'une des principales préoccupations concernant les changements phénologiques liés au changement climatique est que toutes les espèces interdépendantes d'un écosystème donné n'évoluent pas dans le même sens ni au même rythme<sup>16,22-26</sup>. Ces variations s'expliquent par le fait que chaque organisme est sensible à différents facteurs environnementaux ou présente différents niveaux de sensibilité à un même facteur environnemental<sup>5,17,27,28</sup>. Au sein des chaînes alimentaires, les plantes peuvent modifier leur développement plus rapidement que les animaux qui s'en nourrissent, ce qui entraîne des décalages phénologiques. Des études détaillées sur les différentes étapes du cycle de vie d'un large éventail d'espèces végétales et animales ont permis de détecter d'importants décalages phénologiques<sup>16,22,30-34</sup>. Ces décalages entre le prédateur et la source de nourriture au sein d'un réseau trophique affecteront les taux de croissance, de reproduction et de survie des individus, ce qui pourra avoir des répercussions sur des populations et des écosystèmes entiers.

## Floraison des cerisiers depuis 1 200 ans

La tendance est la moyenne mobile sur 50 ans



**Source des données :**  
Les données anciennes ont été fournies par le D' Yasuyuki Aono de l'Université de la préfecture d'Osaka au Japon et sont disponibles à l'adresse suivante : <http://atmenv.envi.osakafu-u.ac.jp/aono/kyophenotemp4/>.

Les données datant de 1950 à nos jours ont été fournies par l'Agence météorologique du Japon et sont disponibles à l'adresse suivante : <http://www.data.jma.go.jp/sakura/data/index.html>.

La floraison des cerisiers (*Prunus jamasakura*) marque l'arrivée du printemps au Japon et occupe une place centrale dans la culture japonaise. La célébration de la floraison des cerisiers remonte à environ 712 après J.-C.<sup>38</sup>. À Kyoto, les observations phénologiques ont traditionnellement été consignées dans d'anciens journaux et chroniques<sup>39-41</sup>. Les chercheurs ont ainsi pu recueillir un ensemble de données phénologiques sur les dates de pleine floraison des cerisiers à partir de ces documents remontant à 812 après J.-C.<sup>39-41</sup>.

Sur 1 200 ans, les dates de pleine floraison se sont étalées de fin mars à début mai<sup>42</sup>.

La floraison a progressivement avancé dans la saison depuis les années 1830, coïncidant avec la hausse des températures relevée par les observations météorologiques, après suppression des effets de biais de la chaleur urbaine<sup>41,42</sup>.



# 2. Perturbation de l'harmonie de l'écosystème

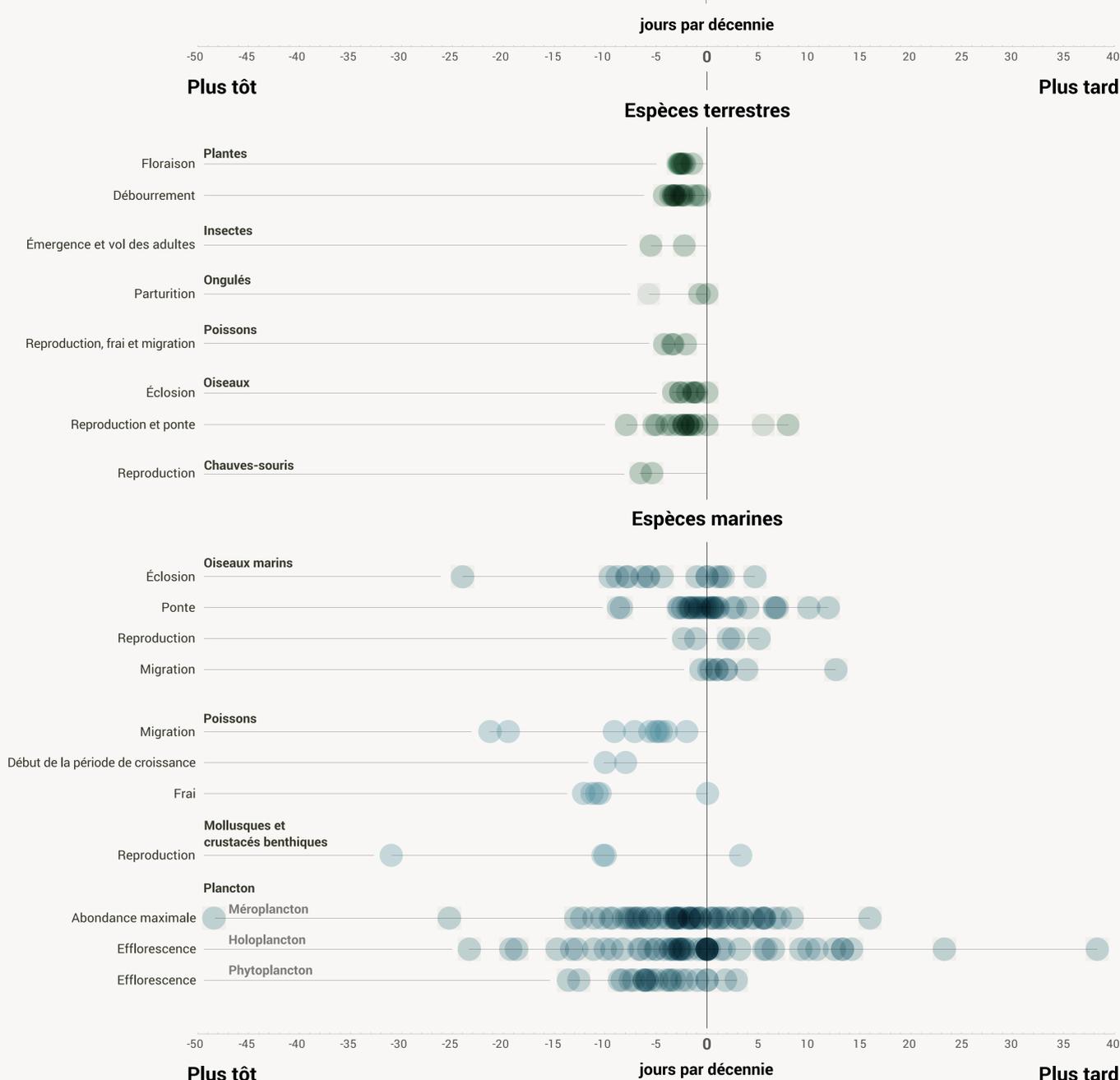
Des modifications de la phénologie dues au changement climatique ont été détectées à diverses étapes du cycle de vie : reproduction, floraison, feuillaison, développement larvaire, mue, hibernation, migration, etc. Ces constatations sont étayées par des données comparant les changements phénologiques au sein de grands ensembles d'espèces – plantes, insectes, poissons, amphibiens, oiseaux et mammifères –, pour lesquels des événements phénologiques ont été enregistrés à long terme par des observations dans les deux hémisphères<sup>16,23,29-33,43-51</sup>. Les chercheurs ont également mis en évidence une probabilité croissante de décalages phénologiques dans plusieurs régions, notamment grâce à 10 000 ensembles de données sur les plantes et les animaux du Royaume-Uni, sur les espèces terrestres des Alpes, sur plus de 1 200 séries chronologiques de tendances phénologiques dans l'hémisphère Sud et sur les espèces marines de différents océans, entre autres<sup>6,19,23,32,43,51</sup>.

## Identifier les changements, suivre les tendances

Au début des années 2000, des chercheurs ont publié quelques évaluations pionnières à grande échelle sur les changements phénologiques, qui sont devenues des modèles pour les travaux actuels<sup>22,29,30</sup>. Une synthèse de ces bases de données indique que les étapes de la vie de 203 espèces végétales et animales ont avancé d'environ 2,8 jours par décennie<sup>30</sup>. Les tendances phénologiques d'autres écosystèmes et biomes ont depuis été évaluées. Le graphique ci-dessous présente les changements phénologiques observés au sein des groupes taxonomiques suivis dans les évaluations récentes<sup>31-33,49</sup>.

Chaque cercle représente un taux quantifié de réponse phénologique d'une espèce particulière lorsqu'elle avance ou retarde une étape de son cycle de vie d'un certain nombre de jours par décennie. Les cercles se chevauchent lorsque deux ou plusieurs espèces d'un même groupe taxonomique modifient leur rythme à des taux similaires.

Voir page 57 pour les références complètes.



### Oiseaux affamés et chenilles précoces

Un exemple ancien et bien connu de décalage phénologique est celui de la mésange charbonnière (*Parus major*) et des chenilles constituant son alimentation<sup>54,55</sup>. Cet oiseau chanteur, qui niche dans une petite cavité, est présent en Europe et produit des couvées particulièrement importantes. Les parents doivent fournir de grandes quantités de nourriture aux oisillons qui grandissent rapidement pendant les 18 jours nécessaires à leur développement complet. Les adultes peuvent apporter la nourriture au rythme de près d'une chenille par minute au cours de cette période<sup>72</sup>. Pour assurer ce niveau d'approvisionnement, les oiseaux se servent de la température pour programmer leur reproduction de sorte que les oisillons arrivent au moment où les chenilles sont les plus abondantes sur les chênes. Pour les mêmes raisons, l'éclosion des œufs de chenilles coïncide avec la feuillaison des chênes<sup>73</sup>.

Les observations sur le terrain montrent des réponses phénologiques variables chez ces deux espèces en interaction sur différents sites<sup>54,55,74,75</sup>. Aux Pays-Bas, la population de mésanges charbonnières a avancé sa ponte en réponse au réchauffement, mais ce changement n'est pas suffisant pour coïncider avec le pic de la population de chenilles<sup>54,55,74</sup>. Les prévisions indiquent que la phénologie des chenilles continuera à progresser plus rapidement que celle des oiseaux au cours des prochaines décennies, ce qui accentuera encore le décalage<sup>76</sup>. En revanche, une étude de population menée sur 47 ans au Royaume-Uni a révélé que les oiseaux et les chenilles modifiaient leur calendrier à peu près au même rythme, assurant la synchronisation de l'interaction<sup>75</sup>. Des résultats similaires ont été obtenus en Belgique et en République tchèque<sup>77,78</sup>. Ces conclusions démontrent la complexité des réponses phénologiques entre les espèces et les populations dans différents environnements<sup>27,80</sup>.

Les études menées sur les oiseaux montrent clairement l'incidence de ces décalages sur la réussite de la reproduction. Des espèces telles que le gobemouche noir (*Ficedula hypoleuca*) et la mésange charbonnière (*Parus major*) nécessitent que leurs oisillons éclosent au moment où leur alimentation habituelle en chenilles est la plus abondante<sup>52-55</sup>. Cette période de pic d'alimentation ne dure que quelques semaines, une bonne synchronisation est donc essentielle. D'autres oiseaux, comme les guillemots de Troil (*Uria aalge*), doivent synchroniser leur reproduction avec la migration côtière de leur principale proie, le poisson fourrage<sup>56</sup>.

Au cours du cycle annuel, différentes étapes de la vie doivent être synchronisées. Pour les espèces migratrices, les cycles annuels comprennent des étapes de déplacement vers les zones de reproduction, de reproduction, de mue et de retour vers les zones d'hivernage. Certaines étapes du cycle de vie, comme la reproduction, sont très sensibles à la température. Avec le réchauffement des températures, la phénologie de la reproduction se modifie, tandis que d'autres étapes, comme la mue, sont plus sensibles aux photopériodes, par conséquent elles ne se produisent pas de manière synchrone<sup>57,58</sup>.

Les réponses phénologiques diffèrent selon les écosystèmes marins et les cycles saisonniers, entraînant des décalages entre les espèces et entre les groupes du réseau trophique<sup>31,32,43,59</sup>. Les recherches montrent que les réponses phénologiques au changement climatique se produisent plus rapidement dans les environnements marins que sur terre<sup>31,32</sup>. Les différents groupes marins, du plancton aux prédateurs supérieurs, modifient tous leur phénologie à des rythmes différents, ce qui indique que le changement climatique peut également provoquer des décalages dans des communautés océaniques entières<sup>31,32,60,61</sup>.

Les différences de réponses phénologiques au réchauffement climatique dans les écosystèmes terrestres, d'eau douce et marins pourraient à terme affecter les espèces qui dépendent de différents écosystèmes pour leurs transitions phénologiques vers l'étape suivante de leur cycle de vie. Citons par exemple les poissons qui migrent entre les écosystèmes marins et d'eau douce, ainsi que de nombreux insectes, amphibiens et oiseaux dont les étapes du cycle de vie dépendent à la fois des écosystèmes terrestres et aquatiques<sup>24,62-64</sup>. Les décalages phénologiques pourraient provoquer d'importantes perturbations du réseau trophique et avoir de graves conséquences écologiques<sup>26</sup>.

Si les réponses phénologiques au changement climatique sont bien documentées, les questions soulevées concernant les liens avec les populations et les conséquences pour les écosystèmes méritent une plus grande attention<sup>34,51</sup>. Dans l'Arctique, après la fonte des neiges, le développement de la végétation dont dépendent les mères caribous (*Rangifer tarandus*) et leurs faons a lieu bien plus tôt en raison de l'élévation des températures. Les faons naissent aujourd'hui trop tard, ce qui entraîne une diminution de 75 % de la progéniture<sup>65</sup>. Chez le chevreuil (*Capreolus capreolus*), le décalage croissant entre la période de naissance et la disponibilité de la nourriture réduit également les chances de survie des faons<sup>66</sup>.

Les changements asynchrones de la phénologie d'un large éventail d'espèces en interaction peuvent perturber le fonctionnement d'écosystèmes entiers et la fourniture de services écosystémiques dont dépendent les systèmes humains<sup>34,61</sup>. Les décalages phénologiques des espèces marines à forte valeur commerciale et de leurs proies ont d'importantes conséquences sur tous les aspects de la pêche<sup>47,67-69</sup>. Les réponses phénologiques des cultures aux variations saisonnières représenteront un défi pour la production alimentaire dans le contexte du changement climatique. Par exemple, la floraison précoce des arbres fruitiers subissant ensuite des gélées tardives entraîne des pertes économiques importantes pour les vignerons<sup>70</sup>. Les changements phénologiques compliquent déjà l'adaptation de l'agriculture intelligente face au climat des principales cultures dans le monde<sup>71</sup>.

# Incroyables voyages : le défi de la migration inopportune

La migration est une adaptation comportementale à la saisonnalité<sup>81</sup>. Les mouvements périodiques des animaux entre les habitats leur permettent d'optimiser les ressources dans plusieurs endroits à différentes périodes de l'année. La migration est également nécessaire lorsque les températures saisonnières de l'air ou de l'eau deviennent défavorables à la reproduction ou à l'élevage de la progéniture. La plupart des espèces migratrices proviennent donc de régions situées dans les hautes latitudes où les changements de saison et de ressources disponibles sont les plus marqués<sup>81</sup>. Diverses espèces d'insectes, de crustacés, de reptiles, de poissons et de mammifères migrent, et beaucoup d'entre elles parcourent des distances considérables. Certains oiseaux migrateurs nichent dans le Haut-Arctique et fuient l'hiver vers des latitudes plus basses ; les cétaqués migrent entre l'équateur et les zones d'alimentation polaires ; et les mammifères herbivores migrateurs suivent les changements saisonniers de la végétation à travers les continents<sup>81,82</sup>.

Les migrateurs longue distance sont particulièrement vulnérables aux changements phénologiques causés par les effets du réchauffement climatique, qui ne sont pas uniformes dans toutes les régions. Il se peut que les indicateurs climatiques locaux déclenchant généralement la migration ne permettent plus de prédire avec précision les conditions à la fois sur les sites de destination et les sites d'escale le long de l'itinéraire. Le défi est encore plus grand pour les migrateurs qui retournent dans les régions polaires, où la vitesse et l'ampleur du changement climatique sont les plus importantes<sup>83,84</sup>. Par conséquent, de nombreuses espèces migratrices s'efforcent d'arriver lorsqu'une nourriture de qualité est encore abondante, que les conditions météorologiques sont adaptées à des étapes spécifiques de leur cycle de vie, que la pression de prédation ou de compétition est moindre ou que les parasites et les agents pathogènes sont moins nombreux<sup>84,81,85,86</sup>. L'avancement de la phénologie printanière dans les hautes latitudes a entraîné une augmentation du décalage écologique des espèces migratrices, avec de potentielles conséquences démographiques<sup>81,86,87</sup>.

Les espèces ont démontré leur capacité à modifier leur comportement migrateur, qu'il s'agisse d'adapter le calendrier ou de changer d'itinéraire et de lieu<sup>81,85,88,89</sup>. Cependant, leur capacité d'adaptation en réponse au changement climatique est déjà compromise par d'autres menaces. La dégradation de l'environnement, la fragmentation et la perte des habitats d'alimentation, de reproduction et de repos, la chasse, la pollution, ainsi que d'autres dangers liés aux longs trajets, menacent les espèces migratrices qui doivent s'adapter à des changements environnementaux rapides<sup>88,90</sup>.

Les dispositions visant à maximiser le potentiel d'adaptation et à renforcer la résilience des populations d'espèces nécessitent une réduction des menaces traditionnelles et une modification des politiques et stratégies de conservation existantes à la lumière du changement climatique<sup>81,91</sup>. Un vaste réseau constitué de divers sites critiques et d'habitats protégés permettrait de maximiser le potentiel d'adaptation des espèces migratrices<sup>88</sup>. Il est également impératif d'assurer et de renforcer dès aujourd'hui et à l'avenir la connectivité des habitats terrestres et marins essentiels à la dispersion<sup>88,92</sup>. Une meilleure connectivité des habitats contribuera à maintenir la variation génétique adaptative et la viabilité des populations nécessaires à la survie des espèces.

## Oiseaux migrateurs européens

L'analyse des dates d'arrivée printanière de 117 espèces d'oiseaux migrateurs européens sur cinq décennies suggère une augmentation des décalages phénologiques par rapport aux événements printaniers. Cette tendance a contribué au déclin de la population de certains migrateurs, notamment ceux qui hivernent en Afrique subsaharienne<sup>87</sup>.



## Cigogne blanche (*Ciconia ciconia*)

La cigogne blanche est un oiseau migrateur qui vit longtemps et hiverne dans toute l'Afrique<sup>93</sup>. La cigogne adapte son calendrier de migration pour avancer son arrivée sur les sites de reproduction de différentes régions d'Europe et faire son nid plus tôt afin d'éviter un décalage avec l'approvisionnement en nourriture.

La reproduction précoce expose les cigogneaux à des conditions météorologiques défavorables, telles que des vents forts et des précipitations abondantes. Les événements météorologiques extrêmes étant appelés à devenir plus fréquents en raison du changement climatique, la mortalité des cigogneaux blancs pourrait augmenter à l'avenir<sup>94,95</sup>.



## Bernache nonnette (*Branta leucopsis*)

Les bernaches nonnettes migrent généralement de leur site d'hivernage sur les côtes de la mer du Nord vers les sites de reproduction printanière du nord de la Russie et du Svalbard. S'adaptant aux changements climatiques, elles ont commencé à migrer plus tôt pour éviter les décalages avec la nourriture à destination, et pour accélérer le voyage, elles ont tendance à ne plus s'arrêter sur les sites d'escale alimentaire le long de la mer Baltique<sup>96</sup>. Malgré leur arrivée précoce, elles ne peuvent pas pondre avant d'avoir constitué des réserves suffisantes pour la production d'œufs. Par conséquent, leurs oisons éclosent tardivement et leurs chances de survie sont limitées.



## Tortues marines

Une série de tortues marines migratrices ont réagi au réchauffement des températures de l'eau de mer en modifiant le moment de la nidification. On constate que les populations de tortues caouanne (*Caretta caretta*) font leur nid plus tôt, tandis que les tortues luths (*Dermochelys coriacea*) retardent leur nidification<sup>99-102</sup>.

Cependant, les changements observés dans la phénologie de la nidification sont probablement insuffisants pour suivre les conditions environnementales optimales<sup>101-103</sup>. Les températures de la plage pendant l'incubation influencent le succès d'éclosion et déterminent directement le sexe des éclosions, les femelles étant produites à des températures plus élevées. Dans un climat qui change rapidement, le succès d'éclosion et le ratio biaisé des sexes auront des implications pour les populations de tortues marines.



## Baleines à fanons

La plupart des baleines à fanons effectuent des migrations saisonnières entre des sites de mise bas à basse latitude et des sites d'alimentation à plus haute latitude, où elles se nourrissent de concentrations denses de krill ou de poissons fourrage<sup>85,104,105</sup>.

On sait que de nombreuses espèces de baleines à fanons modifient leurs calendriers de migration en fonction de la disponibilité des proies. Les rorquals communs et les baleines à bosse ont avancé leur arrivée sur les sites d'alimentation du golfe du Saint-Laurent, au large du Canada oriental, d'un jour par an au cours des 27 dernières années. Cela est probablement dû à la débâcle glaciaire plus précoce et à l'augmentation de la température de surface de la mer, qui déclenche la prolifération du plancton et influence l'abondance des proies<sup>85</sup>. Les espèces migratrices à courte distance comme les rorquals communs peuvent réduire leur migration en raison des changements de température et de la diminution de la glace de mer en hiver. Cependant, il est plus difficile pour les espèces migratrices à longue distance comme les baleines à bosse de programmer correctement leur arrivée pour bénéficier de l'abondance des proies<sup>85</sup>.

Le parc naturel national de Gorgona, en Colombie, est un site de reproduction et de mise bas pour les baleines à bosse du Pacifique Sud-Est. Elles ont avancé leur arrivée d'une période allant jusqu'à un mois au cours

des trois dernières décennies. Cela est probablement dû à des changements de formation de la glace de mer sur les sites d'alimentation de l'Antarctique, qui affectent la disponibilité du krill, et à la diminution des proies, qui incite les baleines à retourner dans les eaux tropicales<sup>105</sup>.

Les baleines bleues du Pacifique Nord-Est sont également connues pour modifier leur migration, atteignant tous sites d'alimentation au large de la Californie environ 42 jours plus tôt qu'il y a 10 ans. Ce changement a été associé à une augmentation d'au moins 2 °C de la température de la mer en surface et à l'abondance du krill qui en a résulté<sup>106</sup>.

Bien que la plasticité phénotypique – à savoir la capacité d'adaptation au changement des signaux environnementaux – permette à ces espèces d'ajuster leurs calendriers de migration, la modification du moment auquel survient une étape de la vie peut avoir un effet négatif sur une autre étape du cycle de vie annuel. Un séjour plus long sur les sites d'alimentation peut réduire le temps de reproduction, et inversement<sup>106</sup>. L'adaptation des activités humaines, notamment la pêche, le trafic maritime et les tests sismiques exploratoires, est également nécessaire pour tenir compte de l'évolution des espèces marines à l'intérieur et à l'extérieur des zones protégées<sup>105</sup>.



### 3. Évolution vers de nouvelles synchronies

L'attribution au changement climatique des décalages observés dépend des recherches à long terme sur la phénologie des espèces en interaction dans un écosystème. Bien que ces études à long terme soient essentielles, le principal défi consiste à prouver la causalité. Si le changement climatique peut influencer sur les températures et les précipitations, d'autres facteurs peuvent parallèlement avoir une incidence sur les réactions des espèces, comme le changement d'affectation des sols, la surexploitation des ressources, les espèces envahissantes et d'autres facteurs de stress environnemental. L'incertitude quant à la causalité peut être en partie résolue en réduisant au minimum les variables : observer les réponses soit dans des lieux différents, en comparant les populations dans les zones où le réchauffement est important à celles où il est faible, soit dans des périodes différentes, en comparant les populations dans les années au cours desquelles températures augmentent rapidement à celles pendant lesquelles l'augmentation est plus lente<sup>76,107</sup>. Ces approches permettent une meilleure estimation de l'effet spécifique de l'augmentation des températures sur la phénologie des espèces, bien qu'elles ne résolvent pas les problèmes impliquant d'autres facteurs environnementaux influencés par la température. Par exemple, dans de nombreuses régions, le régime des précipitations change radicalement en fonction des conditions climatiques, modifiant le moment, la fréquence et l'intensité des saisons des pluies<sup>108,109</sup>. Avec la multiplication des données, les chercheurs comprennent qu'il peut être nécessaire que des combinaisons de mécanismes phénologiques s'alignent – par exemple température, photopériode et précipitations – pour que la réponse phénologique se produise.

Un fort changement phénologique dans une population en réponse à un changement environnemental indique qu'une grande proportion des individus a la capacité de modifier son cycle de vie dans le même sens, c'est ce que l'on appelle la plasticité phénologique<sup>110</sup>. Des preuves empiriques suggèrent que cette plasticité est la principale source des changements phénologiques observés liés au climat<sup>111</sup>. Cependant, il se peut que les individus ou la population n'aient pas la plasticité nécessaire pour suivre les changements environnementaux rapides que nous connaissons<sup>112</sup>. Les espèces ont également besoin de réaliser des mutations génétiques pour parvenir à s'adapter, ce qui est plus probable chez les espèces dont le temps de génération est court, comme les insectes, que chez les arbres qui se régénèrent sur des décennies<sup>113</sup>. Dans certains cas, la mutation génétique en réponse au changement climatique peut être reconnue comme une microévolution, principalement chez les insectes et certains oiseaux<sup>114,115</sup>. Dans l'ensemble, les mutations génétiques se produisent à un rythme beaucoup plus lent que celui des changements climatiques.

La microévolution phénologique, processus de sélection naturelle par lequel les mutations génétiques modifient la phénologie des espèces pour mieux s'adapter au changement climatique, a très probablement joué un rôle important dans l'adaptation des espèces et des écosystèmes aux périodes de réchauffement passées<sup>113</sup>. Toutefois, le réchauffement étant beaucoup plus rapide aujourd'hui – peut-être d'un facteur de 100 –, il est fort probable que la microévolution se produise trop lentement pour les taux actuels de changement climatique<sup>116</sup>.

En pratique, des mesures de conservation et de gestion des écosystèmes pourraient être prises pour encourager des conditions favorables à la microévolution<sup>117</sup>. L'une de ces mesures consiste à soutenir et à entretenir la diversité génétique des populations, car il s'agit du préalable essentiel à la microévolution et à la sélection naturelle. L'amélioration de la connectivité écologique par des corridors d'habitat permettrait la colonisation végétale et le déplacement d'espèces animales dotées d'un nouveau matériel génétique au sein d'un écosystème particulier, ce qui favoriserait la diversité génétique et augmenterait les chances de réussite de l'adaptation<sup>118</sup>.

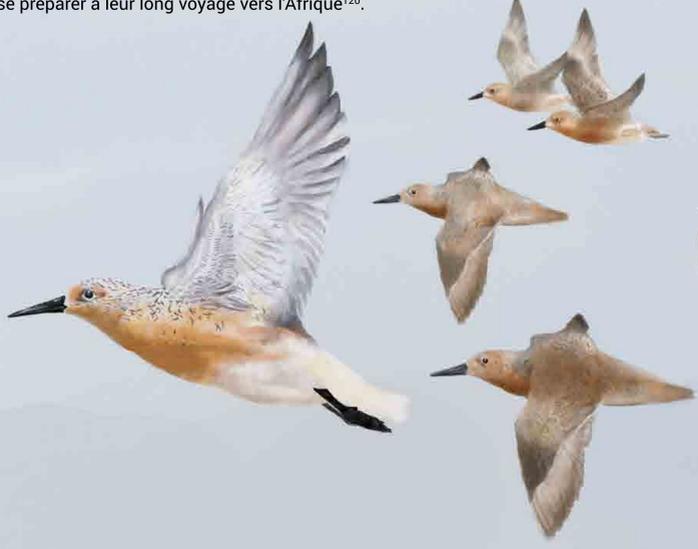
#### Hors de portée

Le bécasseau maubèche (*Calidris canutus*) est un oiseau de rivage de taille moyenne de la famille des bécasseaux. Sa population mondiale en déclin est considérée comme quasi menacée. Les six sous-espèces de bécasseaux maubèches migrent sur des distances extrêmement longues entre les sites de reproduction du Haut-Arctique et les sites d'hivernage sur différents continents<sup>119</sup>.

Une sous-espèce, le *Calidris canutus canutus*, se reproduit dans le centre et le nord de la Sibérie, et migre vers des zones plus chaudes le long de la côte mauritanienne, notamment dans le parc national du Banc d'Arguin. À la fonte des neiges, les oiseaux s'accouplent et pondent des œufs. Les oisillons de bécasseaux maubèches se nourrissent d'insectes émergeant du pergélisol de la toundra lors de la saison du dégel pour se préparer à leur long voyage vers l'Afrique<sup>120</sup>.

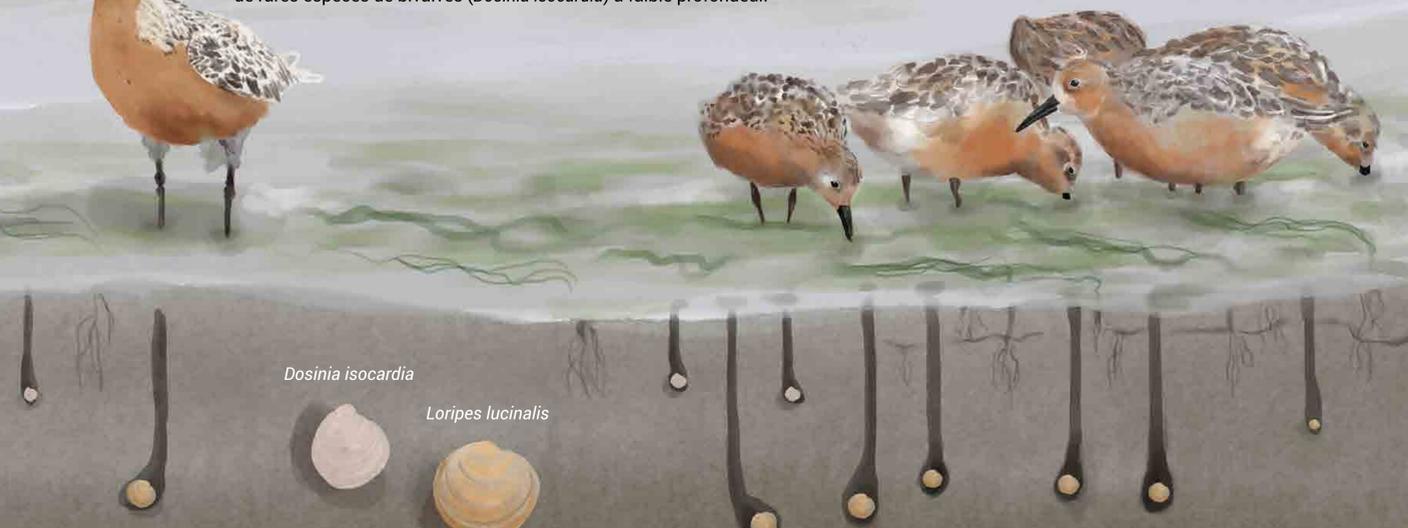
Au cours des trois dernières décennies, la durée de la fonte des neiges dans le Haut-Arctique a progressivement augmenté de 0,5 jour/an, entraînant une émergence précoce et une abondance d'insectes. Ce changement phénologique des insectes implique une série de conséquences sur les bécasseaux maubèches à des étapes ultérieures de leur vie<sup>120,121</sup>.

Comme ces oiseaux n'ont pas adapté leur phénologie de reproduction, leur progéniture manque le pic d'abondance de leur nourriture. L'insuffisance des ressources alimentaires se traduit par une faible croissance. Les jeunes bécasseaux maubèches sont plus petits et ont un bec plus court pendant les étés où la fonte des neiges est précoce<sup>120</sup>.



Une fois en Afrique de l'Ouest, leur principale source alimentaire est constituée de mollusques enfouis dans les sédiments intertidaux. Ces oiseaux au bec plus court n'ont cependant pas accès aux espèces de bivalves très abondantes (*Loripes lucinalis*) enfouies plus profondément dans les sédiments. Au lieu de cela, ils ne peuvent consommer que des rhizomes d'herbes marines (*Zostera noltii*) et de rares espèces de bivalves (*Dosinia isocardia*) à faible profondeur.

Cet effet secondaire entraîne une augmentation de la mortalité des bécasseaux maubèches à bec court, prouvant les répercussions complexes d'un décalage entre un lieu et une étape du cycle de vie et une autre étape se déroulant à l'autre bout du monde<sup>120</sup>.



*Dosinia isocardia*

*Loripes lucinalis*

Remarque : l'illustration n'est pas à l'échelle.

# 4. Passerelles vers de nouvelles harmonies

Les changements phénologiques ne peuvent être déterminés qu'à partir d'observations à long terme. La collecte des données est effectuée par des institutions scientifiques, des universités, des gouvernements et des ONG. Des initiatives telles que le Réseau africain de phénologie, le projet TERN en Australie, l'initiative SeasonWatch en Inde, le Nature's Calendar du Royaume-Uni et le Réseau phénologique national aux États-Unis intègrent des observations effectuées par les citoyens pour suivre les plantes, les insectes, les oiseaux et les mammifères. Ces ensembles complets de données permettent aux scientifiques d'identifier les espèces et les lieux les plus menacés. Ils permettent également au Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) d'estimer les taux de réchauffement tolérables pour les écosystèmes et de soutenir les objectifs gouvernementaux de réduction du réchauffement climatique dans les limites fixées par l'Accord de Paris.<sup>122</sup>

## Surveillance phénologique et science citoyenne

Depuis des siècles, les agriculteurs, les jardiniers et les amoureux de la nature du monde entier mettent en pratique leur connaissance des étapes phénologiques. Les réseaux régionaux et locaux permettent aux participants d'échanger des connaissances et des conseils sur divers environnements et écosystèmes. Grâce aux outils de communication modernes, l'identification et le suivi du développement des plantes et des animaux sont devenus des passe-temps courants dans de nombreux pays<sup>123</sup>.

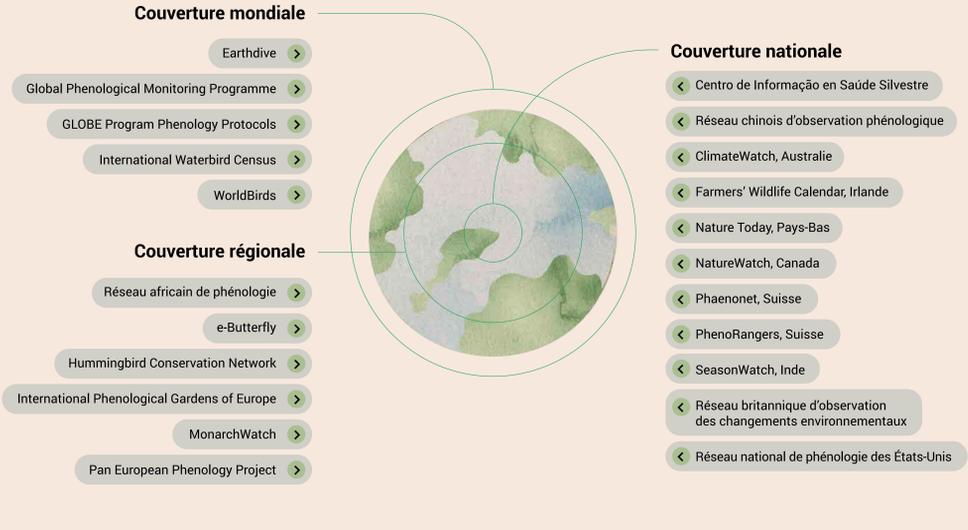
Les jardins phénologiques formels abritent un ensemble de plantes sélectionnées pour surveiller leurs réponses aux changements des conditions locales. Les scientifiques collaborant avec les jardins botaniques nationaux et d'autres initiatives établies de longue date mettent en place dans ces cadres des zones cultivant la même sélection de plantes à différentes latitudes, longitudes et altitudes, et collectent des données pour comparer les réponses phénologiques au fil du temps. Ces systèmes d'observation du comportement des plantes à grande échelle offrent des ensembles de données permettant à d'autres chercheurs d'établir des bases de référence et de suivre les tendances pour leurs propres travaux<sup>124</sup>.

En étudiant la phénologie et les changements adaptatifs des espèces clés, les données recueillies fournissent des preuves biologiques solides

des changements climatiques et des réponses adaptatives à partir de collections vivantes favorisant la surveillance à long terme de la biologie du changement climatique<sup>125</sup>.

Les jardins phénologiques moins formels constituent un outil pédagogique important qui renseigne sur les moments essentiels du cycle de vie des espèces, cependant ils doivent également respecter certains protocoles pour assurer la qualité des données. Le Programme mondial d'éducation et d'observation pour la défense de l'environnement (GLOBE) propose des lignes directrices aux milliers d'écoles participantes dans 125 pays<sup>126</sup>. Après trois décennies d'existence, le programme GLOBE a décidé d'élargir ses méthodes, protocoles et bases de données pour inclure les observations des citoyens scientifiques<sup>127</sup>. Les contributions des citoyens scientifiques aux connaissances phénologiques vont de la notation des dates de floraison dans leurs jardins aux observations des migrations pour confirmer les images aériennes et satellites<sup>128</sup>. Un projet durable de science citoyenne, le comptage des oiseaux de Noël lancé par la National Audubon Society aux États-Unis en 1900, couvre la majeure partie de l'Amérique du Nord et fournit des données solides sur le déclin des populations d'oiseaux depuis plus d'un siècle<sup>129</sup>.

## Une sélection de projets et d'activités citoyennes sur la phénologie



Les changements et décalages phénologiques, attribués au changement climatique, affectent les services écosystémiques agricoles depuis des décennies<sup>171,130-132</sup>. Afin d'améliorer les problèmes liés à l'avancement des saisons de croissance, à la réduction des étapes de croissance due à la chaleur ou à la sécheresse, et à d'autres répercussions du changement climatique, les agriculteurs ont sélectionné des cultivars plus résistants au climat<sup>133</sup>. L'adoption de nouvelles techniques, l'essai de nouvelles semences, le partage des banques de semences et l'exploitation des services de vulgarisation sont autant de facettes de l'agriculture intelligente face au climat promue par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, de nombreuses ONG et des agences nationales et infranationales<sup>134</sup>.

Peu de recherches ont étudié l'impact des changements et des décalages phénologiques sur la gestion des ressources naturelles et la conservation de la biodiversité, les responsables ignorant souvent comment intégrer les données dans la pratique<sup>135,136</sup>. Les données phénologiques pourraient documenter la réponse climatique, optimiser la mise en œuvre de la surveillance et soutenir l'évaluation de la vulnérabilité au changement climatique<sup>135</sup>. Ceci est particulièrement important dans les zones moins étudiées, comme de nombreuses régions de l'hémisphère Sud<sup>139</sup>. Les responsables doivent tenir compte de l'impact des changements phénologiques sur leurs stratégies actuelles. Par exemple, les responsables des pêcheries étudient généralement les populations annuelles de poissons, en ciblant les dates auxquelles les populations sont traditionnellement les plus abondantes dans une zone donnée. En raison des changements phénologiques, les études pourraient être effectuées au mauvais moment de l'année, ce qui fausserait les estimations de la population et les autorisations de capture<sup>69</sup>.

L'examen de nombreuses études de cas spécifiques a récemment permis de cartographier des exemples de phénologie, de changements phénologiques et de décalages phénologiques à grande échelle<sup>27,32,33,49</sup>. Cette perspective élargie, qui tient compte d'un plus grand nombre d'espèces, d'écosystèmes et de régions, ainsi que des divers mécanismes phénologiques en jeu, permet de déterminer les approches requises pour aider les communautés humaines et les écosystèmes à s'adapter au changement climatique.

Les efforts menés à plus grande échelle pour renforcer l'intégrité de la diversité biologique développeront la résilience et l'adaptabilité dans l'ensemble des écosystèmes<sup>37</sup>. La réhabilitation des habitats, la construction de corridors biologiques pour améliorer la connectivité écologique et la diversité génétique, l'ajustement des limites des aires protégées en fonction de l'évolution des aires de répartition des espèces et la conservation de la biodiversité dans les paysages productifs sont autant d'interventions de gestion immédiates nécessaires<sup>138,139</sup>.

En conclusion, le changement climatique anthropique entraîne des changements phénologiques dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. Ces changements peuvent provoquer des décalages ayant des conséquences majeures pour les individus, les populations, les communautés et les écosystèmes entiers. L'accélération du changement climatique est trop rapide pour permettre l'adaptation de nombreuses espèces par leur simple capacité phénologique naturelle<sup>140</sup>. La préservation de l'intégrité de la diversité biologique fonctionnelle, l'arrêt de la destruction des habitats et la poursuite de la restauration des écosystèmes soutiendront les systèmes naturels dont nous dépendons. Cependant, en l'absence d'efforts continus visant à réduire drastiquement les émissions de gaz à effet de serre, ces mesures de conservation ne feront que retarder la disparition des services écosystémiques essentiels. Pour que les espèces et les écosystèmes puissent s'adapter à l'accélération des rythmes imposée par le changement climatique, il faudra leur laisser le temps et la possibilité de créer de nouvelles harmonies.

## Production alimentaire et phénologie

Toutes les activités saisonnières comportent par nature des risques, qu'il s'agisse de canicules entraînant une mauvaise récolte de blé ou de vagues de chaleur marine affectant les stocks locaux de poissons, ou encore de conditions météorologiques non saisonnières nuisant aux déplacements et au tourisme. Cependant, la production alimentaire est l'activité socioéconomique la plus critique affectée par les changements phénologiques liés à l'accélération du changement climatique<sup>2</sup>.

La tendance au réchauffement a modifié les étapes phénologiques de nombreuses cultures de base au cours des décennies et sur tous les continents<sup>71,141-145</sup>. La modification des étapes de croissance a des conséquences sur les rendements et la qualité des cultures<sup>144,147</sup>. Ces changements ont été observés dans diverses cultures, allant des céréales comme l'orge, le maïs, le riz, le seigle, le sorgho, le soja et le blé, au coton, à la vigne et aux arbres fruitiers comme le pommier, le cerisier, le poirier et le mangouier<sup>71,143,148-154</sup>. Parallèlement, la gestion des cultures, notamment la date des semis et le choix des cultivars, a des effets directs sur la phénologie des cultures<sup>71,155</sup>. Ces décisions servent souvent de stratégies d'adaptation pour contrer les changements phénologiques liés au climat<sup>71</sup>.

Avec l'introduction constante de nouvelles variétés et les variations du calendrier des semis, les pratiques agricoles et le climat ont une influence combinée sur divers changements phénologiques des cultures<sup>71,151,155-160</sup>.

Beaucoup de régions très productives subissent plus souvent des événements climatiques extrêmes qui perturbent aussi les étapes de croissance essentielles<sup>61</sup>. Les modèles de culture basés sur les scénarios climatiques prévoient que de nombreuses régions du monde connaîtront des baisses de rendement, auxquelles s'ajouteront des problèmes de dégradation des sols, d'agriculture non durable, de parasites et de pénurie d'eau<sup>62</sup>.

Les pratiques d'adaptation sont axées sur la mise en œuvre d'une gestion durable, notamment l'utilisation d'engrais biologiques, la combinaison de légumineuses et de graminées, l'optimisation de l'irrigation, la sélection des plantes et le choix de cultivars plus résistants<sup>71</sup>. Les projections de productivité agricole intègrent souvent l'adaptation au changement climatique dans leurs prévisions, en appelant à une évaluation accrue de l'efficacité des pratiques d'adaptation<sup>61</sup>.



## Pêcheries

La réussite de la croissance jusqu'à la maturité et de la production des stocks de poissons est fortement affectée par tout changement d'ordre climatique de la phénologie et de la répartition des poissons et des proies<sup>67</sup>. Pour de nombreuses espèces de température<sup>69,163</sup>. La période de frai, le transport ultérieur des larves lors du stade planctonique et l'abondance de nourriture appropriée sont des facteurs essentiels au développement précoce et à la survie<sup>43,67,164,165</sup>. Une survie réduite aux premiers stades de la vie entraîne une diminution des ajouts au stock d'adultes<sup>69</sup>. Les modifications du calendrier de reproduction et de migration et les décalages phénologiques qui en résultent concernant la disponibilité des proies ont été observés et prévus pour des espèces importantes pour les pêcheries intérieures et marines dans certaines régions<sup>166</sup>.

L'évolution des phénologies des espèces et des conditions environnementales liée au changement climatique complique la gestion des pêcheries<sup>166</sup>. Étant donné les changements observés dans le calendrier des étapes critiques de la vie et dans la répartition géographique, il se peut que les pratiques couramment utilisées par les autorités des pêcheries, telles que les périodes de fermeture et les zones de pêche, ne puissent pas offrir de protection adéquate<sup>69,163,166</sup>. Les mesures de gestion et les restrictions devraient tenir compte des principaux habitats existants et émergents, ainsi que des modifications des sites de frai, des nourriceries et des corridors migratoires. Une approche à l'échelle de l'écosystème, adaptée aux changements climatiques comme environnementaux, est essentielle pour une gestion durable des pêcheries dans des écosystèmes résilients<sup>166</sup>.

## Pêcheries intérieures

La modification des schémas de précipitations et de chutes de neige liée au changement climatique affecte la disponibilité, la qualité et le régime d'écoulement de l'eau douce. Il s'agit d'éléments phénologiques importants pour les espèces vivant dans des habitats d'eau douce, et les modifications du débit et des niveaux d'eau, ainsi que les inondations, influent sur le moment de la migration et du frai<sup>166,168</sup>.

## Vagues de chaleur marine

La vague de chaleur marine de 2012 a réchauffé les eaux de l'Atlantique Nord de 1 à 3 °C, provoquant une réponse phénologique des homards et affectant considérablement les pêcheries du golfe du Maine. Sous l'effet de la hausse des températures, les homards ont migré plus tôt vers le littoral, ont mué plus rapidement et ont atteint plus précocement la taille légale de pêche. L'allongement de la saison de pêche, la surexploitation et la demande non satisfaite du marché ont entraîné un effondrement des prix<sup>169</sup>.

## Le « Sardine Run »

Tous les ans, une migration massive de sardines (*Sardinops sagax*) se produit des eaux tempérées du banc des Aiguilles en direction des eaux subtropicales au large de la côte septentrionale du KwaZulu-Natal, en Afrique du Sud. De mai à juillet, ce phénomène attire de nombreux prédateurs marins opportunistes, ainsi que des activités de pêche et de tourisme<sup>170</sup>.

Les enregistrements sur 60 ans montrent un retard progressif de 1,3 jour par décennie de l'arrivée des sardines au large de Durban. Ce retard a coïncidé avec une modification du seuil thermique de la sardine, l'isotherme 21 °C s'étant déplacé vers le sud<sup>170</sup>. Si ces tendances se poursuivent, la remontée des sardines pourrait ne plus s'étendre aussi loin vers le nord ou disparaître à long terme, ce qui aurait des répercussions sur les prédateurs, les pêcheries et le tourisme<sup>170,171</sup>.



# Références

- Lieth, H. (1974). Purposes of a Phenology Book. In *Phenology and Seasonality Modeling. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*. Lieth H. (ed.). Springer, Berlin, Heidelberg. Vol. 8. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-51863-8\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-51863-8_1)
- Liang, L. (2019). Phenology. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11739-7>
- Flynn, D.F.B. and Wolkovich, E.M. (2018). Temperature and photoperiod drive spring phenology across all species in a temperate forest community. *New Phytologist* 219(4), 1353-1362. <https://doi.org/10.1111/nph.15232>
- Adole, T., Dash, J., Rodriguez-Galiano, V. and Atkinson, P.M. (2019). Photoperiod controls vegetation phenology across Africa. *Communications Biology*, 2, 391. <https://doi.org/10.1038/s42003-019-0636-7>
- Ren, S., Vitasse, Y., Chen, X., Peichl, M. and An, S. (2022). Assessing the relative importance of sunshine, temperature, precipitation, and spring phenology in regulating leaf senescence timing of herbaceous species in China. *Agricultural and Forest Meteorology* 313, 108770. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108770>
- Gienapp, P., Hemerik, L. and Visser, M.E. (2005). A new statistical tool to predict phenology under climate change scenarios. *Global Change Biology* 11(4), 600–606. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00925.x>
- Way, D.A. and Montgomery, R.A. (2014). Photoperiod constraints on tree phenology, performance and migration in a warming world. *Plant, Cell & Environment* 38(9), 1725-1736. <https://doi.org/10.1111/pce.12431>
- Forrest, J.R.K. (2016). Complex responses of insect phenology to climate change. *Current Opinion in Insect Science* 17, 49-54. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2016.07.002>
- Marshall, K.E., Gotthard, K. and Williams, C.M. (2020). Evolutionary impacts of winter climate change on insects. *Current Opinion in Insect Science* 41, 54-62. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2020.06.003>
- Wang, H., Wang, H., Ge, Q. and Dai, J. (2020) The Interactive Effects of Chilling, Photoperiod, and Forcing Temperature on Flowering Phenology of Temperate Woody Plants. *Frontiers in Plant Science* 11(443), 1-12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00443>
- Bowman, D.M.J.S., Kolden, C.A., Abatzoglou, J.T., Johnston, F.H., van der Werf, G.R., Flannigan, M. (2020). Vegetation fires in the Anthropocene. *Nature Reviews Earth & Environment* 1, 500–515. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0085-3>
- Keeley, J.E. and Fotheringham, C.J. (2000). Role of fire in regeneration from seed. In *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. Fenner, M. (Eds.). CABI. Chapter 14. 311-330. <https://doi.org/10.1079/9780851994321.0311>
- Bailly, D., Agostinho, A.A. and Suzuki, H.I. (2008). Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Research and Applications* 24(9), 1218-1219. <https://doi.org/10.1002/rra.1147>
- Arevalo, E., Maire, A., Tétard, S., Prévost, E., Lange, F., Marchand, F. et al. (2021). Does global change increase the risk of maladaptation of Atlantic salmon migration through joint modifications of river temperature and discharge? *Proceedings of the Royal Society B* 288(1964), 20211882. <http://doi.org/10.1098/rspb.2021.1882>
- Teichert, N., Benitez, J.P., Dierckx, A., Tétard, S., De Oliveira, E., Trancart, T., Feunteun, E. and Ovidio, M. (2020). Development of an accurate model to predict the phenology of Atlantic salmon smolt spring migration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30(8), 1552-1565. <https://doi.org/10.1002/aqc.3382>
- Chambers, L.E., Altwegg, R., Barbraud, C., Barnard, P., Beaumont, L.J. et al. (2013) Phenological Changes in the Southern Hemisphere. *PLOS ONE* 8(10), e75514. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075514>
- Butt, N., Seabrook, L., Maron, M., Law, B.S., Dawson, T.P., Syktus, J. et al. (2015). Cascading effects of climate extremes on vertebrate fauna through changes to low-latitude tree flowering and fruiting phenology. *Global Change Biology* 21(9), 3267-3277. <https://doi.org/10.1111/gcb.12869>
- Sheldon, K.S. (2019). Climate Change in the Tropics: Ecological and Evolutionary Responses at Low Latitudes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 50, 303–33. <https://doi.org/10.1146/annurev-eolsys-110218-025005>

19. Morellato, L.P.C., Alberton, B., Alvarado, S.T., Borges, B., Buisson, E., Camargo, M.G.G. *et al.* (2016). Linking plant phenology to conservation biology. *Biological Conservation* 195, 60-72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.033>
20. Ramaswami, G., Datta, A., Reddy, A., and Quader, S. (2018). Tracking phenology in the tropics and in India: the impacts of climate change. In *Biodiversity and Climate Change: An Indian Perspective*. Bhatt, J.R., Das, A. and Shanker, K. (eds.). 45-69. New Delhi: Ministry of Environment, Forest and Climate Change, Government of India. <https://www.ncf-india.org/other/1116>
21. Sakai, S. and Kitajima, K. (2019). Tropical phenology: Recent advances and perspectives. *Ecological Research*, 34(1), 50-54. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.1131>
22. Parmesan, C. and Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421(6918), 37-42. <https://doi.org/10.1038/nature01286>
23. Thackeray, S.J., Sparks, T.H., Frederiksen, M., Burthe, S., Bacon, P.J., Bell, J.R. *et al.* (2010). Trophic level asynchrony in rates of phenological change for marine, freshwater and terrestrial environments. *Global Change Biology* 16(12), 3304-3313. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02165.x>
24. Donnelly, A., Caffarra, A. and O'Neill, B.F. (2011). A review of climate-driven mismatches between interdependent phenophases in terrestrial and aquatic ecosystems. *International Journal of Biometeorology* 55(6), 805-817. <https://doi.org/10.1007/s00484-011-0426-5>
25. Stevenson, T.J., Visser, M.E., Arnold, W., Barrett, P., Biello, S., Dawson, A. *et al.* (2015). Disrupted seasonal biology impacts health, food security and ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282(1817), 20151453. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1453>
26. Kharouba, H.M., Ehrlén, J., Gelman, A., Bolmgren, K., Allen, J.M., Travers, S.E. and Wolkovich, E.M. (2018). Global shifts in the phenological synchrony of species interactions over recent decades. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115(20), 5211–5216. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714511115>
27. Chmura, H.E., Kharouba, H.M., Ashander, J., Ehlman, S.M., Rivest, E.B. and Yang, L.H. (2019). The mechanisms of phenology: the patterns and processes of phenological shifts. *Ecological Monographs* 89(1), e01337. <https://doi.org/10.1002/ecm.1337>
28. Stemkovski, M., Pearse, W.D., Griffin, S.R., Pardee, G.L., Gibbs, J., Griswold, T. *et al.* (2020). Bee phenology is predicted by climatic variation and functional traits. *Ecology Letters* 23(11), 1589-1598. <https://doi.org/10.1111/ele.13583>
29. Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C. and Pounds, J.A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421(6918), 57-60. <https://doi.org/10.1038/nature01333>
30. Parmesan, C. (2007). Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology* 13(9), 1860–1872. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01404.x>
31. Poloczanska, E.S., Brown, C.J., Sydeman, W.J., Kiessling, W., Schoeman, D.S., Moore, P.J. *et al.* (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change* 3(10), 919-925. <https://doi.org/10.1038/nclimate1958>
32. Poloczanska, E.S., Burrows, M.T., Brown, C.J., Molinos, J.G., Halpern, B.S., Hoegh-Guldberg, O. *et al.* (2016). Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Frontiers in Marine Science* 3(62). <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00062>
33. Renner, S.S. and Zohner, C.M. (2018). Climate change and phenological mismatch in trophic interactions among plants, insects, and vertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 49, 165-182. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062535>
34. Visser, M.E. and Gienapp, P. (2019). Evolutionary and demographic consequences of phenological mismatches. *Nature Ecology & Evolution* 3(6), 879-885. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0880-8>
35. Staggemeier, V.G., Camargo, M.G.G., Diniz-Filho, J.A.F., Freckleton, R., Jardim, L. and Morellato, L.P.C. (2019). The circular nature of recurrent life cycle events: a test comparing tropical and temperate phenology. *Journal of Ecology* 108(2), 393-404. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13266>

36. World Meteorological Organization (2021). FAQs - El Niño/La Niña. <https://public.wmo.int/en/about-us/frequently-asked-questions/el-niño-la-niña>. Accessed 22 January 2021.
37. Detto, M., Wright, S.J., Calderón, O. and Muller-Landau, H.C. (2018). Resource acquisition and reproductive strategies of tropical forest in response to the El Niño–Southern Oscillation. *Nature Communications* 9, 913. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03306-9>
38. Moriuchi E. and Basil, M. (2019). The Sustainability of Ohanami Cherry Blossom Festivals as a Cultural Icon. *Sustainability* 11(6), 1820. <https://doi.org/10.3390/su11061820>
39. Aono, Y. and Kazui, K. (2008). Phenological data series of cherry tree flowering in Kyoto, Japan, and its application to reconstruction of springtime temperatures since the 9th century. *International Journal of Climatology* 28(7), 905-914. <https://doi.org/10.1002/joc.1594>
40. Aono, Y. and Saito, S. (2010). Clarifying springtime temperature reconstructions of the medieval period by gap-filling the cherry blossom phenological data series at Kyoto, Japan. *International Journal of Biometeorology* 54, 211-219. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0272-x>
41. Aono, Y. (2015). Cherry blossom phenological data since the seventeenth century for Edo (Tokyo), Japan, and their application to estimation of March temperatures. *International Journal of Biometeorology* 59, 427–434. <https://doi.org/10.1007/s00484-014-0854-0>
42. Primack, R.B., Higuchi, H. and Miller-Rushing, A.J. (2009). The impact of climate change on cherry trees and other species in Japan. *Biological Conservation* 142(9), 1943-1949. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.03.016>
43. Edwards, M. and Richardson, A.J. (2004). Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature* 430, 881–84. <https://doi.org/10.1038/nature02808>
44. Cleland, E.E., Chuine, I., Menzel, A., Mooney, H.A. and Schwartz, M.D. (2007). Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology & Evolution* 22(7), 357-365. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.04.003>
45. Morellato, L.P.C., Camargo, M.G.G. and Gressler, E. (2013). A review of plant phenology in South and Central America. In *Phenology: an integrative environmental science*. Schwartz, M.D. (eds.). Chapter 6. 91–113. Dordrecht: Springer. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-6925-0\\_6](https://doi.org/10.1007/978-94-007-6925-0_6)
46. Vitasse, Y., Signarbieux, C. and Fu, Y.H. (2018). More uniform spring phenology across elevations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115(5), 1004-1008. <https://doi.org/10.1073/pnas.1717342115>
47. Staudinger, M.D., Mills, K.E., Stamieszkin, K., Record, N.R., Hudak, C.A. et al. (2019). It's about time: a synthesis of changing phenology in the Gulf of Maine ecosystem. *Fisheries Oceanography* 28(5), 532–566. <https://doi.org/10.1111/fog.12429>
48. Gérard, M., Vanderplanck, M., Wood, T. and Michez, D. (2020). Global warming and plant–pollinator mismatches. *Emerging Topics in Life Sciences* 4(1), 77–86. <https://doi.org/10.1042/ETLS20190139>
49. Iler, A.M., CaraDonna, P.J., Forrest, J.R.K. and Post, E. (2021). Demographic Consequences of Phenological Shifts in Response to Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 52, 221–245. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011921-032939>
50. Lima, D.F., Mello, J.H.F., Lopes, I.T., Forzza, R.C., Goldenberg, R. and Freitas, L. (2021). Phenological responses to climate change based on a hundred years of herbarium collections of tropical Melastomataceae. *PLOS ONE* 16(5), e0251360. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251360>
51. Vitasse, Y., Ursenbacher, S., Klein, G., Bohnenstengel, T., Chittaro, Y., Delestrade, A. et al. (2021). Phenological and elevational shifts of plants, animals and fungi under climate change in the European Alps. *Biological Reviews* 96(5), 1816–1835. <https://doi.org/10.1111/brv.12727>
52. Visser, M.E., Noordwijk, A.V., Tinbergen, J.M. and Lessells, C.M. (1998). Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 265(1408), 1867-1870. <https://doi.org/10.1098/rspb.1998.0514>

53. Both, C. and Visser, M.E. (2001). Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature* 411(6835), 296–298. <https://doi.org/10.1038/35077063>
54. Visser, M.E., Holleman, L.J.M. and Gienapp, P. (2006). Shifts in caterpillar biomass phenology due to climate change and its impact on the breeding biology of an insectivorous bird. *Oecologia* 147, 164–172. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0299-6>
55. Visser, M.E., te Marvelde, L. and Lof, M.E. (2012). Adaptive phenological mismatches of birds and their food in a warming world. *Journal of Ornithology* 153(1), 75–84. <https://doi.org/10.1007/s10336-011-0770-6>
56. Regular, P.M., Hedd, A., Montevecchi, W.A., Robertson, G.J., Storey, A.E. and Walsh, C.J. (2014). Why timing is everything: Energetic costs and reproductive consequences of resource mismatch for a chick rearing seabird. *Ecosphere* 5(12), 1-13. <https://doi.org/10.1890/es14-00182.1>
57. Moyes, K., Nussey, D.H., Clements, M.N., Guinness, F.E., Morris, A., Morris, S. *et al.* (2011). Advancing breeding phenology in response to environmental change in a wild red deer population. *Global Change Biology* 17(7), 2455–2469. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02382.x>
58. Tomotani, B.M., van der Jeugd, H., Gienapp, P., de la Hera, I., Pilzecker, J., Teichmann, C. and Visser, M.E. (2018). Climate change leads to differential shifts in the timing of annual cycle stages in a migratory bird. *Global Change Biology* 24(2), 823-835. <https://doi.org/10.1111/gcb.14006>
59. Asch, R.G., Stock, C.A. and Sarmiento, J.L. (2019). Climate change impacts on mismatches between phytoplankton blooms and fish spawning phenology. *Global Change Biology* 25(8), 2544–2559. <https://doi.org/10.1111/gcb.14650>
60. Asch, R.G. (2015). Climate change and decadal shifts in the phenology of larval fishes in the California Current ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(30), E4065-E4074. <https://doi.org/10.1073/pnas.1421946112>
61. Asch, R.G. (2019). Changing seasonality of the sea: past, present, and future. In *Predicting Future Oceans, Sustainability of Ocean and Human Systems Amidst Global Environmental Change*. Cisneros-Montemayor, A.M., Cheung, W.W.L. and Ota, Y. (eds.). Chapter 4. 39-51. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817945-1.00004-6>
62. Dahl, J., Dannewitz, J., Karlsson, L., Petersson, E., Löf, A. and Ragnarsson, B. (2004). The timing of spawning migration: implications of environmental variation, life history, and sex. *Canadian Journal of Zoology* 82(12), 1864–1870. <https://doi.org/10.1139/z04-184>
63. Li, Y., Cohen, J.M. and Rohr, J.R. (2013). Review and synthesis of the effects of climate change on amphibians. *Integrative Zoology* 8(2), 145-161. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12001>
64. Nash, L.N., Antiqueira, P.A.P., Romero, G.Q., de Omena, P.M. and Kratina, P. (2021). Warming of aquatic ecosystems disrupts aquatic–terrestrial linkages in the tropics. *Journal of Animal Ecology* 90(7), 1623-1634. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13505>
65. Post, E. and Forchhammer, M.C. (2008). Climate change reduces reproductive success of an Arctic herbivore through trophic mismatch. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363(1501), 2367-2373. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2207>
66. Plard, F., Gaillard, J.M., Coulson, T., Hewison, A.M., Delorme, D., Warnant, C. and Bonenfant, C. (2014). Mismatch between birth date and vegetation phenology slows the demography of roe deer. *PLoS Biology* 12(4), e1001828. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001828>
67. Brander, K. (2010). Impacts of climate change on fisheries. *Journal of Marine Systems* 79(3-4), 389-402. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.12.015>
68. The Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2018). *Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: Synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options*. <http://www.fao.org/3/i9705en/i9705EN.pdf>
69. Rogers, L.A. and Dougherty, A.B. (2019). Effects of climate and demography on reproductive phenology of a harvested marine fish population. *Global Change Biology* 25(2), 708-720. <https://doi.org/10.1111/gcb.14483>
70. Vitasse, Y., Schneider, L., Rixen, C., Christen, D. and Rebetez, M. (2018). Increase in the risk of exposure of forest and fruit trees to spring frosts at higher elevations in Switzerland over the last four decades. *Agricultural and Forest Meteorology* 248, 60-69. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.09.005>

71. Fatima, Z., Ahmed, M., Hussain, M., Abbas, G., Ul-Allah, S., Ahmad, S. *et al.* (2020). The fingerprints of climate warming on cereal crops phenology and adaptation options. *Scientific Reports* 10(1), 18013. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74740-3>
72. Perrins, C.M. (1991). Tits and their caterpillar food supply. *Ibis* 133(1), 49-54. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1991.tb07668.x>
73. Van Asch, M., Tienderen, P.H., Holleman, L.J.M. and Visser, M.E. (2007). Predicting adaptation of phenology in response to climate change, an insect herbivore example. *Global Change Biology* 13(8), 1596–1604. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01400.x>
74. Visser, M.E., Gienapp, P., Husby, A., Morrissey, M., de la Hera, I., Pulido, F. *et al.* (2015). Effects of spring temperatures on the strength of selection on timing of reproduction in a long-distance migratory bird. *PLoS Biology* 13(4), e1002120. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002120>
75. Charmantier, A., McCleery, R.H., Cole, L.R., Perrins, C., Kruuk, L.E.B. and Sheldon, B.C. (2008). Adaptive Phenotypic Plasticity in Response to Climate Change in a Wild Bird Population. *Science* 320(5877), 800-803. <https://doi.org/10.1126/science.1157174>
76. Visser, M.E., Lindner, M., Gienapp, P., Long, M.C. and Jenouvrier, S. (2021). Recent natural variability in global warming weakened phenological mismatch and selection on seasonal timing in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society B* 288(1963), 20211337. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1337>
77. Bauer, Z., Trnka, M., Bauerová, J., Možný, M., Štěpánek, P., Bartošová, L. *et al.* (2010). Changing climate and the phenological response of great tit and collared flycatcher populations in floodplain forest ecosystems in Central Europe. *International Journal of Biometeorology* 54, 99–111. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0259-7>
78. Matthysen, E., Adriaansen, F. and Dhondt, A.A. (2010). Multiple responses to increasing spring temperatures in the breeding cycle of blue and great tits (*Cyanistes caeruleus*, *Parus major*). *Global Change Biology* 17(1), 1-16. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02213.x>
79. Bonamour, S. (2021). Great tit response to climate change. *Nature Climate Change* 11, 802-807. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01160-0>
80. Cole, E.F., Regan, C.E. and Sheldon, B.C. (2021). Spatial variation in avian phenological response to climate change linked to tree health. *Nature Climate Change* 11, 872–878. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01140-4>
81. Robinson, R.A., Crick, H.Q.P., Learmonth, J.A., Maclean, I.M.D., Thomas, C.D., Bairlein, F. *et al.* (2009). Travelling through a warming world: climate change and migratory species. *Endangered Species Research* 7(2), 87-99. <https://doi.org/10.3354/esr00095>
82. Joly, K., Gurarie, E., Sorum, M.S., Kaczensky, P., Cameron, M.D., Jakes, A.F. *et al.* (2019). Longest terrestrial migrations and movements around the world. *Scientific Reports* 9, 15333. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51884-5>
83. Intergovernmental Panel on Climate Change (2019). Summary for Policymakers. In: *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. <https://www.ipcc.ch/srocc/chapter/summary-for-policymakers/>
84. Intergovernmental Panel on Climate Change (2021). Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
85. Ramp, C., Delarue, J., Palsbøll, P.J., Sears, R. and Hammond, P.S. (2015). Adapting to a Warmer Ocean—Seasonal Shift of Baleen Whale Movements over Three Decades. *PLOS ONE* 10(3), e0121374. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121374>
86. Kubelka, V., Sandercock, B.K., Székely, R. and Freckleton, R.P. (2022). Animal migration to northern latitudes: environmental changes and increasing threats. *Trends in Ecology & Evolution* 37(1), 30-41. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.08.010>
87. Saino, N., Ambrosini, R., Rubolini, D., von Hardenberg, J., Provenzale, A., Hüppop, K. *et al.* (2011). Climate warming, ecological mismatch at arrival and population decline in migratory birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278(1707), 835–842. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1778>

88. Secretariat of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (2014). *A Review of Migratory Bird Flyways and Priorities for Management*. [https://www.cms.int/sites/default/files/publication/CMS\\_Flyways\\_Reviews\\_Web.pdf](https://www.cms.int/sites/default/files/publication/CMS_Flyways_Reviews_Web.pdf)
89. Lamarinis, *et al.* (2018). Arctic geese tune migration to a warming climate but still suffer from a phenological mismatch. *Current Biology* 28(15), 2467–2473. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.05.077>
90. Bairlein, F. (2016). Migratory birds under threat. *Science* 354(6312), 547-548. <https://doi.org/10.1126/science.aah6647>
91. The Zoological Society of London (ZSL) (2010). *Climate change impacts on migratory species - The path ahead*. <https://www.cbd.int/cop/cop-10/doc/unep-cms-cop10-cc-en.pdf>.
92. Secretariat of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (2022). *Ecological Connectivity*. <https://www.cms.int/en/topics/ecological-connectivity>
93. BirdLife International (2021). *IUCN Red List for birds*. <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/white-stork-ciconia-ciconia/text>
94. Jovani, R. AND Tella, J.L. (2004) Age-related environmental sensitivity and weather mediated nestling mortality in white storks *Ciconia ciconia*. *Ecography* 27(5), 611–618. <https://www.jstor.org/stable/3683463>
95. Tobolka, M., Zolnierowicz, K.M. and Reeve, N.F. (2015). The effect of extreme weather events on breeding parameters of the White Stork *Ciconia ciconia*. *Bird Study* 62(3), 377-385. <https://doi.org/10.1080/00063657.2015.1058745>
96. Culbertson, K.A., Garland, M.S., Walton, R.K., Zemaitis, L. and Pocius, V.M. (2021). Long-term monitoring indicates shifting fall migration timing in monarch butterflies (*Danaus plexippus*). *Global Change Biology* 28(3), 727-738. <https://doi.org/10.1111/gcb.15957>
97. Taylor, O.R., Lovett, J.P., Gibo, D.L., Weiser, E.L., Thogmartin, W.E., Semmens, D.J. *et al.* (2019). Is the timing, pace, and success of the monarch migration associated with sun angle? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 442. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00442>
98. Lameris, T.K., van der Jeugd, H.P., Eichhorn, G., Dokter, A.M., Bouten, W., Boom, M.P. *et al.* (2018). Arctic geese tune migration to a warming climate but still suffer from a phenological mismatch. *Current Biology*, 28(15), 2467-2473. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.05.077>
99. Robinson, N.J., Valentine, S.E., Tomillo, P.S., Saba, V.S., Spotila, J.R. and Paladino, F.V. (2014). Multidecadal trends in the nesting phenology of Pacific and Atlantic leatherback turtles are associated with population demography. *Endangered Species Research*, 24(3), 197-206. <https://doi.org/10.3354/esr00604>
100. Patrício, A.R., Hawkes, L.A., Monsinjon, J.R., Godley, B.J. and Fuentes, M.M.P.B. (2021). Climate change and marine turtles: recent advances and future directions. *Endangered Species Research* 44, 363-395. <https://doi.org/10.3354/esr01110>
101. Almpandidou, V., Katragkou, E. and Mazaris, A.D. (2017). The efficiency of phenological shifts as an adaptive response against climate change: a case study of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 23(7), 1143–1158. <https://doi.org/10.1007/s11027-017-9777-5>
102. Butler, C.J. (2019). A Review of the Effects of Climate Change on Chelonians. *Diversity* 11(8), 138. <https://doi.org/10.3390/d11080138>
103. Monsinjon, J., Lopez-Mendilaharsu, M., Lara, P., Santos, A., dei Marcovaldi, M.A., Girondot, M. and Fuentes, M.M. (2019). Effects of temperature and demography on the phenology of loggerhead sea turtles in Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 623, 209-219. <https://doi.org/10.3354/meps12988>
104. Moore, S.E., Haug, T., Víkingsson, G.A. and Stenson, G.B. (2019). Baleen whale ecology in arctic and subarctic seas in an era of rapid habitat alteration. *Progress in Oceanography* 176, 102118. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.05.010>
105. Avila, I.C., Dormann, C.F., García, C., Payán, L.F. and Zorrilla, M.Z. (2020). Humpback whales extend their stay in a breeding ground in the Tropical Eastern Pacific. *ICES Journal of Marine Science* 77(1), 109–118. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz251>

106. Szesciorka, A.R., Ballance, L.T., Širović, A., Rice, A., Ohman, M.D., Hildebrand, J.A. and Frank, P.J.S. (2020). Timing is everything: Drivers of interannual variability in blue whale migration. *Scientific Reports* 10, 7710. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64855-y>
107. Both, C., Artemyev, A.V., Blaauw, B., Cowie, R.J., Dekhuijzen, A.J., Eeva, T. *et al.* (2004). Large-scale geographical variation confirms that climate change causes birds to lay earlier. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 271(1549), 1657–1662. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2770>
108. Dunham, A.E., Razafindratsima, O.H., Rakotonirina, P., Wright, P.C. (2018). Fruiting phenology is linked to rainfall variability in a tropical rain forest. *Biotropica* 50(3), 396-404. <https://doi.org/10.1111/btp.12564>
109. Suonan, J., Classen, A.T., Sanders, N.J. and He, J.S. (2019). Plant phenological sensitivity to climate change on the Tibetan Plateau and relative to other areas of the world. *Ecosphere* 10(1), e02543. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2543>
110. Bradshaw, A.D. (1965). Evolutionary significance of phenotypic plasticity in plants. *Advances in Genetics* 13, 115–155. [https://doi.org/10.1016/S0065-2660\(08\)60048-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2660(08)60048-6)
111. Charmantier, A. and Gienapp, P. (2014). Climate change and timing of avian breeding and migration: evolutionary versus plastic changes. *Evolutionary Applications* 7(1), 15–28. <https://doi.org/10.1111/eva.12126>
112. Zettlemyer, M.A. and Peterson, M.L. (2021). Does Phenological Plasticity Help or Hinder Range Shifts Under Climate Change? *Frontiers in Ecology and Evolution* 9, 392. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.689192>
113. Visser, M.E. (2008). Keeping up with a warming world: assessing the rate of adaptation to climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275(1635), 649-659. <https://doi.org/10.1098/rspb.2007.0997>
114. Van Asch, M., Salis, L., Holleman, L.J., Van Lith, B. and Visser, M.E. (2013). Evolutionary response of the egg hatching date of a herbivorous insect under climate change. *Nature Climate Change* 3(3), 244–248. <https://doi.org/10.1038/nclimate1717>
115. Helm, B., Van Doren, B.M., Hoffmann, D. and Hoffmann, U. (2019). Evolutionary response to climate change in migratory pied flycatchers. *Current Biology* 29(21), 3714-3719. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.072>
116. Diffenbaugh, N.S. and Field, C.B. (2013). Changes in ecologically critical terrestrial climate conditions. *Science* 341(6145), 486–492. <https://doi.org/10.1126/science.1237123>
117. Hoffmann, A.A. and Sgrò, C.M. (2011). Climate change and evolutionary adaptation. *Nature* 470(7335), 479-85. <https://doi.org/10.1038/nature09670>
118. Tabor, G. (2019). Ecological connectivity: A bridge to preserving biodiversity. In *UNEP Frontiers 2018/19 – Emerging issues of environmental concern*. United Nations Environment Programme, Nairobi. <https://www.unep.org/frontiers>
119. BirdLife International (2018). *Species factsheet: Calidris canutus*. <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/red-knot-calidris-canutus>. Accessed on 09 December 2021.
120. van Gils, J.A., Lisovski, S., Lok, T., Meissner, W., Ożarowska, A., de Fouw, J. *et al.* (2016). Body shrinkage due to Arctic warming reduces red knot fitness in tropical wintering range. *Science* 352(6287), 819-821. <https://doi.org/10.1126/science.aad6351>
121. Bowden, J.J., Eskildsen, A., Hansen, R.R., Olsen, K., Kurle, C.M. and Høye, T.T. (2015). High-Arctic butterflies become smaller with rising temperatures. *Biology Letters* 11(10), 20150574. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2015.0574>
122. Intergovernmental Panel on Climate Change (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects*. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/>
123. Mäder, P., Boho, D., Rzanny, M., Seeland, M., Wittich, H.C., Deggelmann, A. *et al.* (2021). The Flora Incognita app – Interactive plant species identification. *Methods in Ecology and Evolution* 12(7), 1335-1342. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13611>

124. Renner, S.S. and Chmielewski, F.M. (2022). The International Phenological Garden network (1959 to 2021): its 131 gardens, cloned study species, data archiving, and future. *International Journal of Biometeorology* 66(1), 35-43. <https://doi.org/10.1007/s00484-021-02185-y>
125. Huang, H., Liao, J., Zhang, Z. and Zhan, Q. (2017). Ex situ flora of China. *Plant Diversity* 39(6), 357-364. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2017.12.001>
126. The GLOBE Program (2021). GLOBE Impact Around the World. <https://www.globe.gov/about/impact-and-metrics>. Accessed 24 Dec 2021.
127. Murphy, T., Riebeek Kohl, H., Ristvey Jr, J.D., Chambers, L.H., and Bourgeault, J. (2018). Global citizen science using the GLOBE Program. <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2018AGUFMED54A..03M/abstract>
128. Dickinson, J.L., Zuckerberg, B. and Bonter, D.N. (2010). Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41(1), 149–172. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636>
129. Langham, G.M., Schuetz, J.G., Distler, T., Soykan, C.U. and Wilsey, C. (2015). Conservation Status of North American Birds in the Face of Future Climate Change. *PLOS ONE* 10(9), e0135350. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135350>
130. Castex, V., Beniston, M., Calanca, P., Fleury, D. and Moreau, J. (2018). Pest management under climate change: The importance of understanding tritrophic relations. *Science of The Total Environment* 616-617, 397-407. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.027>
131. Marcinkowski, P. and Piniewski, M. (2019). Effect of climate change on sowing and harvest dates of spring barley and maize in Poland. *International Agrophysics* 32(2), 265-271. <https://doi.org/10.1515/intag-2017-0015>
132. Bai, H., Xiao, D., Zhang, H., Tao, F. and Hu, Y. (2019). Impact of warming climate, sowing date, and cultivar shift on rice phenology across China during 1981–2010. *International Journal of Biometeorology* 63(8), 1077–1089. <https://doi.org/10.1007/s00484-019-01723-z>
133. Acevedo, M., Pixley, K., Zinyengere, N., Meng, S., Tufan, H., Cichy, K. *et al.* (2020). A scoping review of adoption of climate-resilient crops by small-scale producers in low-and middle-income countries. *Nature Plants* 6(10), 1231-1241. <https://doi.org/10.1038/s41477-020-00783-z>
134. Zilberman, D., Lipper, L., McCarthy, N., and Gordon, B. (2018). Innovation in response to climate change. In *Climate smart agriculture*. Lipper, L., Thornton, P., Campbell, B.M., Baedeker, T., Braimoh, A., Bwalya, M. *et al.* (Eds). Springer, Cham. Vol 52. 49-74. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61194-5>
135. Enquist, C.A., Kellermann, J.L., Gerst, K.L. and Miller-Rushing, A.J. (2014). Phenology research for natural resource management in the United States. *International Journal of Biometeorology* 58(4), 579–589. <https://doi.org/10.1007/s00484-013-0772-6>
136. Kharouba, H.M. and Wolkovich, E.M. (2020). Disconnects between ecological theory and data in phenological mismatch research. *Nature Climate Change* 10(5), 406-415. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0752-x>.
137. Seddon, N., Turner, B., Berry, P., Chausson, A. and Girardin, C.A.J. (2019). Grounding nature-based climate solutions in sound biodiversity science. *Nature Climate Change* 9(2), 84–87. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0405-0>
138. Prober, S.M., Doerr, V.A.J., Broadhurst, L.M., Williams, K.J. and Dickson, F. (2019). Shifting the conservation paradigm: a synthesis of options for renovating nature under climate change. *Ecological Monographs* 89(1), e01333. <https://doi.org/10.1002/ecm.1333>
139. Bergstrom, D. M., Wienecke, B. C., van den Hoff, J., Hughes, L., Lindenmayer, D. B., Ainsworth, T. D. *et al.* (2021). Combating ecosystem collapse from the tropics to the Antarctic. *Global change Biology* 27(9), 1692-1703. <https://doi.org/10.1111/gcb.15539>
140. Radchuk, V., Reed, T., Teplitsky, C. Van De Pol, M., Charmantier, A., Hassall, C. *et al.* (2019). Adaptive responses of animals to climate change are most likely insufficient. *Nature Communications* 10, 3109. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10924-4>
141. Estrella, N., Sparks, T.H. and Menzel, A. (2007). Trends and temperature response in the phenology of crops in Germany. *Global Change Biology* 13(8), 1737-1747. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01374.x>
142. Wang, Z., Chen, J., Xing, F., Han, Y., Chen, F., Zhang, L. *et al.* (2017). Response of cotton phenology to climate change on the North China Plain from 1981 to 2012. *Scientific Reports* 7, 6628. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-07056-4>

143. Abed, A., Bonhomme, M., Lacoïnte, A., Bourgeois, G. and Baali-Cherif, D. (2019). Climate change effect on the bud break and flowering dates of the apple trees in mountainous and plain regions of Algeria. *Advances in Horticultural Science* 33 (3), 417-431. <https://doi.org/10.13128/ahs-24618>
144. Chmielewski, F.-M., Müller, A. and Bruns, E. (2004). Climate changes and trends in phenology of fruit trees and field crops in Germany, 1961–2000. *Agricultural and Forest Meteorology* 121(1–2), 69-78. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(03\)00161-8](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(03)00161-8)
145. Tao, F., Yokozawa, M., Xu, Y., Hayashi, Y. and Zhang, Z. (2006). Climate changes and trends in phenology and yields of field crops in China, 1981–2000. *Agricultural and Forest Meteorology* 138(1-4), 82–92. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.03.014>
146. Nguyen-Sy, T., Cheng, W., Tawaraya, K., Sugawara, K. and Kobayashi, K. (2019). Impacts of climatic and varietal changes on phenology and yield components in rice production in Shonai region of Yamagata Prefecture, Northeast Japan for 36 years. *Agronomy & Crop Ecology* 22(3), 382-394. <https://doi.org/10.1080/1343943X.2019.1571421>
147. Azmat, M., Ilyas, F., Sarwar, A., Huggel, C., Ashra, S.V., Hui, T. *et al.* (2021). Impacts of climate change on wheat phenology and yield in Indus Basin, Pakistan. *Science of The Total Environment* 790, 148221. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148221>
148. Tomasi, D., Jones, G.V., Giust, M., Lovat, L. and Gaiotti, F. (2011). Grapevine Phenology and Climate Change: Relationships and Trends in the Veneto Region of Italy for 1964–2009. *American Journal of Enology and Viticulture* 62, 329-339. <https://doi.org/10.5344/ajev.2011.10108>
149. Rajan, S. (2012). Phenological Responses to Temperature and Rainfall: A Case Study of Mango. In *Tropical Fruit Tree Species and Climate Change*. Sthapit, B.R., Ramanatha Rao, V. and Sthapit, S.R. (Eds.) Bioversity International, New Delhi, India. <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/105191>
150. Xiao, D., Tao, F., Liu, Y., Shi, W., Wang, M., Liu, F. *et al.* (2013) Observed changes in winter wheat phenology in the North China Plain for 1981–2009. *International Journal of Biometeorology* 57, 275–285. <https://doi.org/10.1007/s00484-012-0552-8>
151. Ahmad, S., Abbas, G., Fatima, Z., Khan, R.J., Anjum, M.A., Ahmed, M. *et al.* (2017). Quantification of the impacts of climate warming and crop management on canola phenology in Punjab, Pakistan. *Journal of Agronomy and Crop Science* 203(5), 442-452. <https://doi.org/10.1111/jac.12206>
152. Subedi, S. (2019). Climate change effects of Nepalese fruit production. *Advances in Plants & Agriculture Research* 9(1), 141-145. <https://doi.org/10.15406/apar.2019.09.00426>
153. Tan, Q., Liu, Y., Dai, L. and Pan, T. (2021). Shortened key growth periods of soybean observed in China under climate change. *Scientific Reports* 11, 8197. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87618-9>
154. Kunz, A. and Blanke, M. (2022). “60 Years on”—Effects of climatic change on tree phenology—A Case Study Using Pome Fruit. *Horticulturae* 8(2), 110. <https://doi.org/10.3390/horticulturae8020110>
155. Rezaei, E.E., Siebert, S. and Ewert, F. (2017). Climate and management interaction cause diverse crop phenology trends. *Agricultural and Forest Meteorology* 233, 55-70. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.11.003>
156. Zhang, T., Huang, Y. and Yang, X. (2012). Climate warming over the past three decades has shortened rice growth duration in China and cultivar shifts have further accelerated the process for late rice. *Global Change Biology* 19(2), 563-570. <https://doi.org/10.1111/gcb.12057>
157. He, L., Asseng, S., Zhao, G., Wu, D., Yang, X., Zhuang, W. *et al.* (2015). Impacts of recent climate warming, cultivar changes, and crop management on winter wheat phenology across the Loess Plateau of China. *Agricultural and Forest Meteorology* 200, 135-143. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.09.001>
158. Abbas, G., Ahmad, S., Ahmad, A., Nasim, W., Fatima, Z., Hussain, S. *et al.* (2017). Quantification the impacts of climate change and crop management on phenology of maize-based cropping system in Punjab, Pakistan. *Agricultural and Forest Meteorology* 247, 42-55. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.07.012>
159. Karapinar, B. and Özertan, G. (2020). Yield implications of date and cultivar adaptation to wheat phenological shifts: a survey of farmers in Turkey. *Climatic Change* 158, 453–472. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02532-4>

160. Liu, Y., Chen, Q., Ge, Q., Dai, J. and Dou, Y. (2018). Effects of climate change and agronomic practice on changes in wheat phenology. *Climatic Change* 150(3-4), 273-287. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2264-5>
161. Porter, J.R., L. Xie, A.J., Challinor, K., Cochrane, S.M., Howden, M.M., Iqbal, D.B. *et al.* (2014) Food security and food production systems. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Field, C.B. Barros, V.R., Dokken, D.J., Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Bilir, T.E. *et al.* (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. pp. 485-533. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/>
162. Rosenzweig, C., Elliott, J., Deryng, D., Ruane, A. C., Müller, C., Arneth, A. *et al.* (2014). Assessing agricultural risks of climate change in the 21st century in a global gridded crop model intercomparison. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111(9), 3268-3273. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222463110>
163. Peer, A.C. and Miller, T.J. (2014). Climate Change, Migration Phenology, and Fisheries Management Interact with Unanticipated Consequences. *North American Journal of Fisheries Management* 34, 94–110, 2014. <https://doi.org/10.1080/02755947.2013.847877>
164. Doney, S.C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J.P., Chan, F., English, C.A. *et al.* (2012). Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 4(1), 11-37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>
165. Thaxton, W., Taylor, J. and Asch, R. (2020). Climate-associated trends and variability in ichthyoplankton phenology from the longest continuous larval fish time series on the east coast of the United States. *Marine Ecology Progress Series* 650, 269–287. <https://doi.org/10.3354/meps13404>
166. The Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2018). *Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: Synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options*. <http://www.fao.org/3/i9705en/i9705EN.pdf>
167. Krabbenhoft, T.J., Platania, S.P. and Turner, T.F. (2014). Interannual variation in reproductive phenology in a riverine fish assemblage: implications for predicting the effects of climate change and altered flow regimes. *Freshwater Biology* 59(8), 1744-1754. <https://doi.org/10.1111/fwb.12379>
168. Woods, T., Kaz, A. and Giam, X. (2021). Phenology in freshwaters: a review and recommendations for future research. *Ecography*(44), 1-14. <https://doi.org/10.1111/ecog.05564>
169. Mills, K., Pershing, A., Brown, C., Chen, Y., Chiang, F.-S., Holland, D. *et al.* (2013). Fisheries management in a changing climate: Lessons from the 2012 ocean heat wave in the Northwest Atlantic. *Oceanography* 26(2), 191–195. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2013.27>
170. Fitchett, J.M., Grab, S.W. and Portwig, H. (2019). Progressive delays in the timing of sardine migration in the southwest Indian Ocean. *South Africa Journal of Science* 115(7/8), 5887. <https://doi.org/10.17159/sajs.2019/5887>
171. Teske, P.R., Emami-Khoyi, A., Golla, T.R., Sandoval-Castillo, J., Lamont, T., Chiazzari, B. *et al.* (2021). The sardine run in southeastern Africa is a mass migration into an ecological trap. *Science Advances* 7(38), eabf4514. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abf4514>

## Références des illustrations

### Identifier les changements, suivre les tendances

#### Plantes

33. Renner and Zohner (2018)

Anderson, J.T., Inouye, D.W., McKinney, A.M., Colautti, R.I. and Mitchell-Olds, T. (2012). Phenotypic plasticity and adaptive evolution contribute to advancing flowering phenology in response to climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279(1743), 3843-3852. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1051>

Askeyev, O.V., Tischin, D., Sparks, T.H. and Askeyev, I.V. (2005). The effect of climate on the phenology, acorn crop and radial increment of pedunculate oak (*Quercus robur*) in the middle Volga region, Tatarstan, Russia. *International Journal of Biometeorology* 49(4), 262-266. <https://doi.org/10.1007/s00484-004-0233-3>

Ehrlén, J. and Valdés, A. (2020). Climate drives among year variation in natural selection on flowering time. *Ecology Letters* 23(4), 653-662. <https://doi.org/10.1111/ele.13468>

Lambert, A.M., Miller Rushing, A.J. and Inouye, D.W. (2010). Changes in snowmelt date and summer precipitation affect the flowering phenology of *Erythronium grandiflorum* (glacier lily; Liliaceae). *American Journal of Botany* 97(9), 1431-1437. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000095>

Kudo, G. and Cooper, E.J. (2019). When spring ephemerals fail to meet pollinators: mechanism of phenological mismatch and its impact on plant reproduction. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286(1904), 20190573. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0573>

#### Insectes

Konvicka, M., Benes, J., Cizek, O., Kuras, T. and Kleckova, I. (2016). Has the currently warming climate affected populations of the mountain ringlet butterfly, *Erebia epiphron* (Lepidoptera: Nymphalidae), in low-elevation mountains? *European Journal of Entomology* 113, 295. <https://doi.org/10.14411/eje.2016.036>

Macgregor, C.J., Thomas, C.D., Roy, D.B., Beaumont, M.A., Bell, J.R., Brereton, T. *et al.* (2019). Climate-induced phenology shifts linked to range expansions in species with multiple reproductive cycles per year. *Nature Communications* 10(1), 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12479-w>

#### Ongulés

Froy, H., Martin, J., Stopher, K.V., Morris, A., Morris, S., Clutton Brock, T.H. *et al.* (2019). Consistent within individual plasticity is sufficient to explain temperature responses in red deer reproductive traits. *Journal of Evolutionary Biology* 32(11), 1194-1206. <https://doi.org/10.1111/jeb.13521>

Plard, F., Gaillard, J-M., Coulson, T., Hewison, A.J.M., Delorme, D., Warnant, C. *et al.* (2014). Mismatch between birth date and vegetation phenology slows the demography of roe deer. *PLOS Biology* 12, e1001828. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001828>

Renaud, L.A., Pigeon, G., Festa-Bianchet, M. and Pelletier, F. (2019). Phenotypic plasticity in bighorn sheep reproductive phenology: from individual to population. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 73(4), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s00265-019-2656-1>

Stopher, K.V., Bento, A.I., Clutton-Brock, T.H., Pemberton, J.M. and Kruuk, L.E. (2014). Multiple pathways mediate the effects of climate change on maternal reproductive traits in a red deer population. *Ecology* 95(11), 3124-3138. <https://doi.org/10.1890/13-0967.1>

#### Poissons

Friedland, K.D., Reddin, D.G., McMenemy, J.R. and Drinkwater, K.F. (2003). Multidecadal trends in North American Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks and climate trends relevant to juvenile survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(5), 563-583. <https://doi.org/10.1139/f03-047>

Kennedy, R.J. and Crozier, W.W. (2010). Evidence of changing migratory patterns of wild Atlantic salmon *Salmo salar* smolts in the River Bush, Northern Ireland, and possible associations with climate change. *Journal of Fish Biology* 76(7), 1786-1805. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02617.x>

Kovach, R.P., Joyce, J.E., Echave, J.D., Lindberg, M.S. and Tallmon, D.A. (2013). Earlier migration timing, decreasing phenotypic variation, and biocomplexity in multiple salmonid species. *PloS one* 8(1), e53807. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053807>

Ohlberger, J., Thackeray, S.J., Winfield, I.J., Maberly, S.C. and Vøllestad, L.A. (2014). When phenology matters: age–size truncation alters population response to trophic mismatch. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281(1793), 20140938. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.0938>

#### Oiseaux

Arlt, D. and Pärt, T. (2017). Marked reduction in demographic rates and reduced fitness advantage for early breeding is not linked to reduced thermal matching of breeding time. *Ecology and Evolution* 7(24), 10782-10796. <https://doi.org/10.1002/ece3.3603>

Both, C. and Visser, M.E. (2005). The effect of climate change on the correlation between avian life history traits. *Global Change Biology* 11(10), 1606-1613. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01038.x>

D'Alba, L., Monaghan, P. and Nager, R.G. (2010). Advances in laying date and increasing population size suggest positive responses to climate change in common eiders *Somateria mollissima* in Iceland. *Ibis* 152(1), 19-28. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2009.00978.x>

de Villemereuil, P., Rutschmann, A., Ewen, J.G., Santure, A.W. and Brekke, P. (2019). Can threatened species adapt in a restored habitat? No expected evolutionary response in lay date for the New Zealand hihi. *Evolutionary Applications* 12(3), 482-497. <https://doi.org/10.1111/eva.12727>

- Fletcher, K., Howarth, D., Kirby, A., Dunn, R. and Smith, A. (2013). Effect of climate change on breeding phenology, clutch size and chick survival of an upland bird. *Ibis* 155(3), 456-463. <https://doi.org/10.1111/ibi.12055>
- Gaston, A.J., Gilchrist, H.G., Mallory, M.L. and Smith, P.A. (2009). Changes in seasonal events, peak food availability, and consequent breeding adjustment in a marine bird: a case of progressive mismatching. *The Condor* 111(1), 111-119. <https://doi.org/10.1525/cond.2009.080077>
- Imlay, T.L., Mills, J., Saldanha, S., Wheelwright, N.T. and Leonard, M.L. (2018). Breeding phenology and performance for four swallows over 57 years: relationships with temperature and precipitation. *Ecosphere* 9(4), e02166. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2166>
- Kentie, R., Coulson, T., Hooijmeijer, J.C., Howison, R.A., Loonstra, A.J., Verhoeven, M.A. *et al.* (2018). Warming springs and habitat alteration interact to impact timing of breeding and population dynamics in a migratory bird. *Global Change Biology* 24(11), 5292-5303. <https://doi.org/10.1111/gcb.14406>
- Ludwig, G.X., Alatalo, R.V., Helle, P., Lindén, H., Lindström, J. and Siitari, H. (2006). Short-and long-term population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273(1597), 2009-2016. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3538>
- McDermott, M.E. and DeGroot, L.W. (2016). Long term climate impacts on breeding bird phenology in Pennsylvania, USA. *Global Change Biology* 22(10), 3304-3319. <https://doi.org/10.1111/gcb.13363>
- McDermott, M.E. and DeGroot, L.W. (2017). Linking phenological events in migratory passerines with a changing climate: 50 years in the Laurel Highlands of Pennsylvania. *PLoS One* 12(4), e0174247. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174247>
- Moe, B., Stempniewicz, L., Jakubas, D., Angelier, F., Chastel, O., Dinessen, F. *et al.* (2009). Climate change and phenological responses of two seabird species breeding in the high-Arctic. *Marine Ecology Progress Series* 393, 235-246. <https://doi.org/10.3354/meps08222>
- Møller, A.P. (2008). Climate change and micro-geographic variation in laying date. *Oecologia* 155(4), 845-857. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0944-3>
- Nilsson, A.L.K., Slagsvold, T., Røstad, O.W., Knudsen, E., Jerstad, K., Cadahia, L. *et al.* (2019). Territory location and quality, together with climate, affect the timing of breeding in the white-throated dipper. *Scientific Reports* 9(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43792-5>
- Rosenfield, R.N., Hardin, M.G., Bielefeldt, J. and Keyel, E.R. (2017). Are life history events of a northern breeding population of Cooper's Hawks influenced by changing climate? *Ecology and Evolution* 7(1), 399-408. <https://doi.org/10.1002/ece3.2619>
- Sanz, J.J., Potti, J., Moreno, J., Merino, S. and Frias, O. (2003). Climate change and fitness components of a migratory bird breeding in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 9(3), 461-472. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00575.x>
- Sauve, D., Divoky, G. and Friesen, V.L. (2019). Phenotypic plasticity or evolutionary change? An examination of the phenological response of an arctic seabird to climate change. *Functional Ecology* 33(11), 2180-2190. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13406>
- Schaefer, T., Ledebur, G., Beier, J. and Leisler, B. (2006). Reproductive responses of two related coexisting songbird species to environmental changes: global warming, competition, and population sizes. *Journal of Ornithology* 147(1), 47-56. <https://doi.org/10.1007/s10336-005-0011-y>
- Vatka, E., Orell, M. and Rytönen, S. (2011). Warming climate advances breeding and improves synchrony of food demand and food availability in a boreal passerine. *Global Change Biology* 17(9), 3002-3009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02430.x>
- Visser, M.E., Gienapp, P., Husby, A., Morrissey, M., de la Hera, I., Pulido, F. *et al.* (2015). Effects of spring temperatures on the strength of selection on timing of reproduction in a long-distance migratory bird. *PLoS Biology* 13(4), e1002120. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002120>
- Watanuki, Y., Ito, M., Deguchi, T. and Minobe, S. (2009). Climate-forced seasonal mismatch between the hatching of rhinoceros auklets and the availability of anchovy. *Marine Ecology Progress Series* 393, 259-271. <https://doi.org/10.3354/meps08264>
- Weatherhead, P.J. (2005). Effects of climate variation on timing of nesting, reproductive success, and offspring sex ratios of red-winged blackbirds. *Oecologia* 144(1), 168-175. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0009-4>
- Wegge, P. and Rolstad, J. (2017). Climate change and bird reproduction: warmer springs benefit breeding success in boreal forest grouse. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1866), 20171528. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1528>

### Chauves-souris

- Linton, D.M. and Macdonald, D.W. (2018). Spring weather conditions influence breeding phenology and reproductive success in sympatric bat populations. *Journal of Animal Ecology* 87(4), 1080-1090. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12832>

### Espèces marines

31. Poloczanska *et al.* (2013)
32. Poloczanska *et al.* (2016)



**ONU**   
programme pour  
l'environnement

**50**   
1972-2022

United Nations Avenue, Gigiri  
P.O. Box 30552, 00100 Nairobi, Kenya  
Tél. +254 20 762 1234  
unep-publications@un.org  
www.unep.org

---

**Frontières** 2022

QUESTIONS ÉMERGENTES D'ORDRE ENVIRONNEMENTAL