

# La désertification des écosystèmes arides

Publié le 26.03.26 | Par [Benoît Pichon](#), [Sonia Kéfi](#)

**Les écosystèmes arides occupent près de la moitié des terres émergées et abritent près de trois milliards de personnes. Ces écosystèmes subissent une pression grandissante liée à la fois au climat (aridification, variabilité des précipitations) et aux activités humaines (surpâturage, usage des ressources et des sols). Leur dégradation, appelée désertification, se manifeste par des transformations profondes du sol, de la végétation et de leur organisation spatiale, et résulte de multiples rétroactions entre ces composantes. Le développement d'indicateurs de la désertification permet de suivre, voire d'anticiper, la dégradation de ces écosystèmes. Face à l'accroissement des zones arides attendu d'ici la fin du siècle, la désertification est un enjeu écologique, social et économique majeur, car elle menace la sécurité alimentaire, l'accès aux ressources et la stabilité des populations humaines. Des stratégies de restauration mises en œuvre, et notamment la facilitation entre plantes ou le semis ciblé d'espèces adaptées, permettent d'esquisser des solutions, bien que la rapidité et l'ampleur des changements posent encore de nombreuses questions pour l'avenir de ces milieux.**

## 1. Les écosystèmes arides

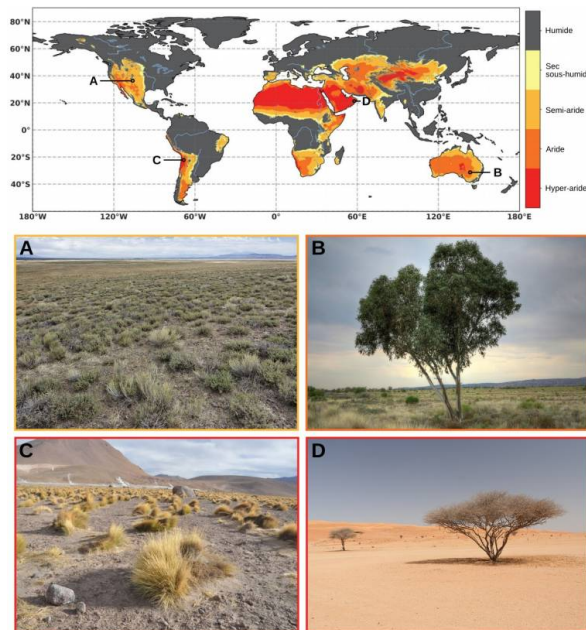
Les écosystèmes arides correspondent aux régions terrestres où les précipitations sont faibles, c'est-à-dire inférieures à 65 % de l'évapotranspiration potentielle. Cette dernière correspond à la quantité d'eau qui serait évaporée et transpirée par un écosystème si l'eau n'était pas limitante. Elle est estimée indirectement à partir de facteurs climatiques, du type de sol et de la densité et du type de végétation. Le ratio entre les précipitations annuelles moyennes,  $P$ , et l'évapotranspiration potentielle moyenne annuelle,  $PET$ , est appelé l'indice d'aridité  $IA$  ( $IA = P/PET$ ). L'aridité est souvent définie comme étant égale à  $1-IA$ .

Le climat des écosystèmes arides est caractérisé par des pluies rares et très variables. Ces écosystèmes se distinguent donc avant tout par leur faible disponibilité en eau et non par leur température, qui peut varier largement, allant de conditions très froides (comme en Antarctique) à très chaudes (par exemple au Sahara).

Ces écosystèmes couvrent 46,2 % de la surface terrestre et abritent environ 3 milliards de personnes (Figure 1) [1a]. Ils sont caractérisés par une grande diversité de types de végétation [2], comme des prairies (29 %), des forêts et savanes (16 %), des zones arbustives (dominées par des ligneuses) (13 %) et des zones dépourvues de végétation (27 %, voir les exemples en Figure 1).

## Figure 1 - Distribution des écosystèmes arides dans le monde

Carte des écosystèmes arides, distingués selon leur niveau d'aridité (aridité =  $1 - (P/PET)$ , avec P : précipitations annuelles moyennes, et PET : évapotranspiration potentielle moyenne). Différents seuils d'aridité permettent de distinguer des zones humides (aridité < 0,35), sèches sous-humides (aridité comprise entre 0,35 et 0,5), semi-arides (aridité entre 0,5 et 0,8), arides (aridité entre 0,8 et 0,95) et hyper-arides (aridité > 0,95).



Des photographies illustrent différents écosystèmes arides : A. Semi-aride. Prairie comprenant notamment les espèces *Yucca angustissima*, *Artemisia nova*, *Ericameria nauseosa* et *Ericameria parryi*, États-Unis. B. Aride. *Eucalyptus camaldulensis* en Australie. C. Hyper-aride. *Festuca orthophylla* au Chili. D. Hyper-aride. *Acacia tortilis*, Oman.

Sources des photographies : A. Cecelia Alexander, domaine public, [Flickr](#) ; B. Alex Derr, CC-BY-NC-SA, [Flickr](#) ; C : Yastay, CC-BY-SA, [Wikimedia](#). D : Ekrem Canli, CC-BY-SA, [Wikimedia](#). Source de la carte : [\[1b\]](#).

Auteur(s)/Autrice(s) : Benoît Pichon et Pascal Combemorel Licence : [CC-BY-NC-SA](#)

## 2. Les pressions

Les écosystèmes arides subissent de nombreuses pressions tant climatiques qu'anthropiques. Parmi les principales menaces figurent la raréfaction et la variabilité des précipitations, ainsi que l'augmentation des périodes de sécheresse ou des pluies extrêmes [\[3\]](#). Parallèlement, les activités humaines – notamment le surpâturage lié à la forte densité de bétail [\[1c\]\[4\]](#), l'exploitation excessive des ressources et la modification de l'usage des terres – agissent en synergie avec le climat, avec pour effets d'intensifier l'érosion des sols, et de réduire leur fertilité et leur capacité de stockage de carbone [\[5\]](#). Ainsi, la combinaison de ces pressions peut conduire au phénomène de désertification, défini par les Nations Unies comme une dégradation des terres dans les zones arides, résultant de différents facteurs tels que les variations climatiques et les activités humaines [\[6\]](#). Ce phénomène affecte durablement l'équilibre écologique de ces écosystèmes et les conditions de vie des populations qui en dépendent.

Les projections climatiques suggèrent que la surface des zones arides pourrait augmenter de 25 % d'ici la fin du XXI<sup>e</sup> siècle dans un scénario, dit « *business as usual* », où les émissions de CO<sub>2</sub> ne ralentiraient pas. Ce chiffre pourrait même être sous-estimé, car il ne prend pas en compte certaines rétroactions entre la perte de végétation et l'aridité [\[7a\]\[8\]\[9\]](#). Plus spécifiquement, le réchauffement climatique d'environ +2 à +3 °C prévu dans plusieurs régions, comme autour de la Méditerranée, va conduire à une intensification des sécheresses et à une extension des zones arides, avec des impacts significatifs dès 2050. Ces changements toucheront des millions de personnes déjà

dépendantes de ces écosystèmes arides, exacerbant les enjeux sociaux, économiques et environnementaux.

### 3. La désertification, un phénomène aux multiples facettes, accéléré par de nombreuses rétroactions

La désertification implique une perte de la productivité, du couvert végétal, de la fertilité des sols (contenu en carbone et nutriments) et de la biodiversité. Elle entraîne aussi des changements au niveau de l'organisation spatiale de la végétation, du type de végétation et des traits morphologiques des plantes. De nombreux facteurs peuvent conduire à la désertification des écosystèmes arides, les principaux étant le climat et le pâturage [1d].

Le long d'un gradient d'aridité (l'aridité étant ici définie comme  $1 - IA$ , c'est-à-dire  $1 - P/PET$ ), des transformations successives de ces écosystèmes opèrent. La composition en espèces de plantes change, les espèces de plantes les plus adaptées à la sécheresse étant favorisées dans les sites où le niveau d'aridité est plus élevé. Trois seuils d'aridité ont été identifiés dans la littérature, au-delà desquels les processus écosystémiques et les caractéristiques de la végétation changent de manière significative [10].

Le premier seuil d'aridité, situé à une valeur d'environ 0,5, est associé à un déclin significatif de la végétation. Au-dessus de ce seuil, les espèces végétales présentent une taille réduite et de petites feuilles par rapport aux plantes des zones moins arides [11]. Ces caractéristiques limitent leur capacité à effectuer la photosynthèse, entraînant une productivité végétale plus basse au-dessus de ce seuil d'aridité qu'en dessous.

Lorsque les précipitations continuent de diminuer et que le seuil d'aridité atteint environ 0,7, des changements plus profonds se manifestent dans le sol et dans la composition de la végétation. Premièrement, la stœchiométrie du sol (c'est-à-dire sa chimie) évolue, avec une augmentation relative du phosphore par rapport au carbone et à l'azote, qui diminuent (baisse des ratios C/P et N/P du sol) [7b]. Cette modification s'explique par la réduction du couvert végétal qui favorise les processus d'érosion plus que ceux impliqués dans la décomposition de la matière organique riche en carbone issue des plantes. Deuxièmement, ce niveau d'aridité est associé à un changement du type de végétation : par exemple, dans les prairies dominées par des herbacées, les températures élevées, les sols pauvres en nutriments et riches en sable favorisent l'envahissement par les plantes ligneuses [12]. Par ailleurs, on observe un remplacement progressif des plantes en C3 par des plantes en C4 (voir encadré), qui sont mieux adaptées au manque d'eau, ont une meilleure efficacité d'utilisation de l'eau et une plus grande tolérance à la dessiccation [13a]. Enfin, la structure spatiale de la végétation se modifie fortement, avec une fragmentation des plus grands îlots végétaux, résultant de la perte de facilitation entre plantes et d'une compétition accrue [14][15]. Nous approfondirons ce point ultérieurement.

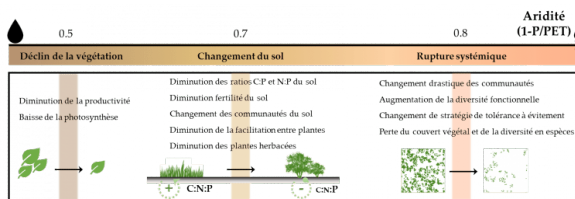
#### Plantes C3 et plantes C4

Les plantes en C4 représentent seulement 3 % des espèces de plantes mais sont responsables de 20 % de la production primaire des écosystèmes. Cette efficacité photosynthétique est due à un type de métabolisme dans lequel la fixation du  $CO_2$  produit une molécule à quatre atomes de carbone, d'où le nom de C4. Ce métabolisme a évolué de manière convergente à de nombreuses reprises. Le métabolisme des plantes C4 permet de concentrer le  $CO_2$  au voisinage de la Rubisco, favorisant ainsi sa fonction carboxylase à sa fonction oxygénase, et réduisant ainsi la photorespiration et les coûts énergétiques et carbonés associés. Le métabolisme des plantes C4 leur permet d'être généralement plus compétitives que les plantes C3 dans les saisons chaudes et/ou sèches grâce à une meilleure efficacité d'utilisation de l'eau [13b]. Il est néanmoins important de noter que la saisonnalité des précipitations est un facteur majeur influençant la compétition entre les plantes C3 et C4. Par exemple, lors des fortes sécheresses aux États-Unis dans les années 30 (épisode « *Dust Bowl* »), les plantes C3 ont augmenté en abondance par rapport aux C4, probablement car les sécheresses ont modifié la saisonnalité des pluies, favorisant ainsi les plantes en C3 [16].

Le dernier seuil d'aridité se situe autour de 0,8. Il correspond à une rupture systémique des écosystèmes arides. À ce stade, le couvert végétal et la diversité en espèces chutent drastiquement, entraînant une augmentation de l'albédo, c'est-à-dire la part du rayonnement solaire incident qui est réfléchi par la surface terrestre. Ce seuil s'accompagne également de changements importants dans la composition végétale et les stratégies des plantes face à la sécheresse [17]. Dans ces conditions d'aridité extrême, seules certaines espèces présentant des adaptations fortes, comme une

régénération rapide des tissus après les périodes de sécheresse, peuvent survivre.

Pour simplifier, deux grandes stratégies d'adaptation des plantes s'observent donc en fonction du seuil d'aridité : la tolérance et l'évitement. Avant le seuil d'aridité de 0,8, la stratégie de tolérance domine dans les communautés de plantes. Les plantes tolérantes sont souvent de petite taille avec des feuilles épaisses persistantes, ont un système racinaire développé, et stockent des sucres pour la saison sèche. Passé ce seuil d'aridité, on observe une augmentation des espèces avec une stratégie d'évitement (Figure 2) [18][19]. Ces espèces perdent leurs fines feuilles lors de la saison sèche mais les régénèrent rapidement lors de la période de pluie. Elles sont de plus caractérisées par une croissance rapide et une compétitivité forte par rapport aux espèces tolérantes car elles possèdent de plus grandes feuilles, un niveau élevé d'azote foliaire, et donc une plus forte capacité photosynthétique.



**Figure 2 - Changements non linéaires associés à l'augmentation de l'aridité dans les écosystèmes arides**

Diagramme conceptuel des principaux changements observés lors du passage des trois seuils d'aridité (déclin de la végétation pour une aridité de 0,5, changement du sol pour une aridité de 0,7 et rupture systémique pour une aridité de 0,8).

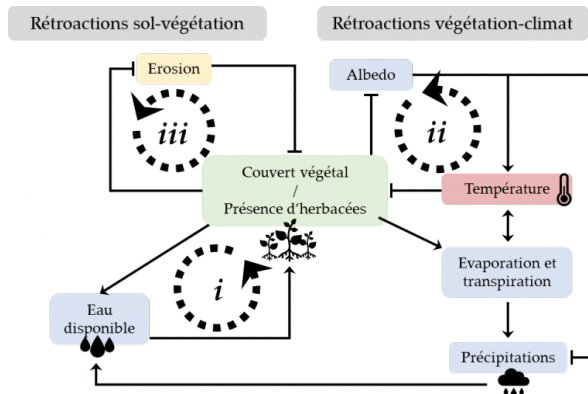
Auteur(s)/Autrice(s) : Benoît Pichon

Licence : [CC-BY-NC](#)

Au-delà du climat (en particulier de l'aridité), la pression de pâturage est aussi importante dans les écosystèmes arides. En effet, 78 % des zones de parcours (ensemble des lieux de pâture) sont situées dans les écosystèmes arides. La présence d'herbivores peut accélérer les différents processus impliqués dans la désertification. Par exemple, une étude récente montre que les seuils d'aridité présentés précédemment sont plus précoces dans les régions pâturées que dans les régions non pâturées [20]. Par ailleurs, les herbivores brouteurs comme les vaches et les chevaux, connus pour avoir une préférence nutritionnelle pour les herbacées, peuvent accélérer la transition des prairies herbacées en zones arbustives [21]. Aussi, les effets du pâturage sur les écosystèmes arides dépendent de l'intensité de ce dernier. Pour de faibles pressions de pâturage, les herbivores peuvent stimuler la productivité végétale en augmentant la disponibilité en nutriments via leurs excréments et déjections, et en stimulant la croissance des plantes. Les mécanismes impliqués sont la consommation des tissus n'ayant pas une photosynthèse très active, la réduction de la sénescence des feuilles, et la redistribution de certaines hormones permettant la croissance des méristèmes [22][23a]. À l'inverse, le surpâturage pousse les écosystèmes arides à la désertification [23b][24][25].

Dans les écosystèmes arides, la présence de changements abrupts une fois les différents seuils d'aridité passés pose la question de l'origine de ces non-linéarités (voir aussi *La stabilité des écosystèmes et leur réponse aux perturbations : concepts, exemples et conservation*). Un des mécanismes avancés pour expliquer ces changements rapides et profonds, structurels et fonctionnels, des écosystèmes arides avec l'aridité et le pâturage est la présence de boucles de rétroactions positives (Figure 3). Par exemple, certaines plantes sont capables d'améliorer leur environnement local en augmentant l'infiltration de l'eau dans le sol, créant ainsi un micro-environnement favorable à leur propre croissance et au recrutement d'autres plantes (Figure 3-i et Figure 4). Ces plantes ont donc un effet facilitateur. Dans les écosystèmes arides, des rétroactions complexes entre la végétation, le sol et le climat sont présentes [26][27]. Par exemple, dans certains écosystèmes arides, le remplacement de plantes herbacées par des ligneuses diminue l'albédo, augmentant ainsi les températures locales et les pertes hydriques des plantes (Figure 3-ii) [1e][28]. Entre les plantes et le sol, de nombreuses rétroactions sont aussi connues (Figure 4) [29]. Par exemple, la perte du couvert végétal diminue la protection des sols qui ne sont plus stabilisés par les racines des plantes. Cela conduit à plus d'érosion et à des pertes de nutriments et ressources qui ruissellent plus facilement à travers le paysage (Figure 3-iii). Les modèles mathématiques prédisent que la présence de ces rétroactions positives est associée à l'émergence de dynamiques non linéaires dans ces écosystèmes [30a].

### Figure 3 - Rétroactions entre végétation, climat et sol dans les écosystèmes arides



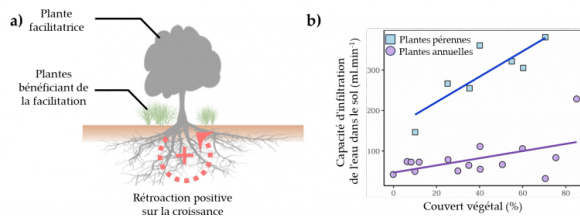
Rétroactions (boucles de causes à effets) entre les composantes climatiques, pédologiques et végétales des écosystèmes arides. Les flèches ayant des pointes correspondent à un effet positif alors que les flèches se terminant par un trait correspondent à un effet négatif. Trois exemples de rétroactions sont illustrés (*i*, *ii*, *iii*), référencés et expliqués dans le texte.

Auteur(s)/Autrice(s) : Benoît Pichon

Licence : [CC-BY-NC](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

### Figure 4 - La facilitation et l'émergence de structure autoorganisées de végétation

Dans les écosystèmes arides, la présence de certaines plantes tolérantes à la faible disponibilité en eau est associée à de la facilitation (a). Concrètement, ces plantes améliorent le microclimat local comme le taux d'infiltration de l'eau, l'humidité du sol et fertilisent le sol via leur litière organique. Le panel b montre qu'un plus fort couvert végétal est positivement associé à une plus grande infiltration de l'eau dans le sol. Cet effet d'amélioration locale du sol est d'autant plus fort chez les plantes pérennes par rapport aux plantes annuelles (données issues de [31]). Ainsi, certaines plantes bénéficient de ce microclimat sous la canopée pour se développer. À l'échelle du paysage, cela conduit à l'émergence d'une structuration non aléatoire de la végétation dans l'espace.



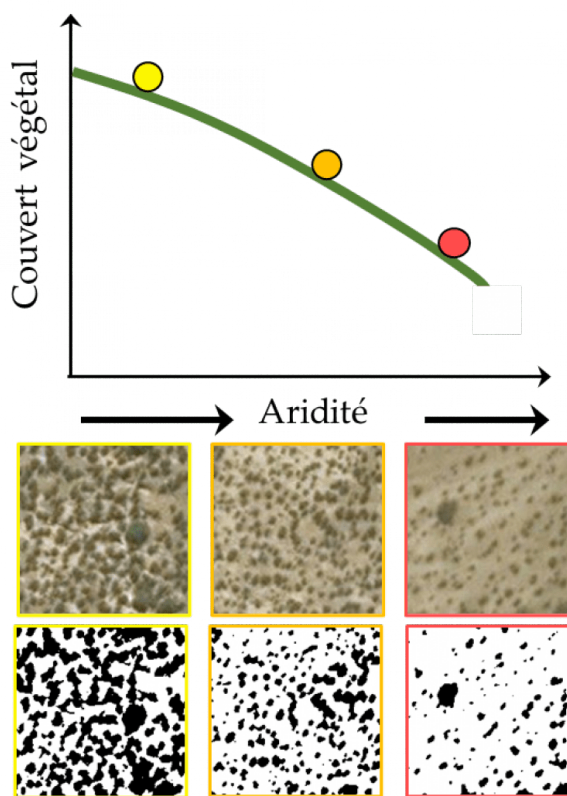
Auteur(s)/Autrice(s) : Benoît Pichon

Licence : [CC-BY-NC](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

## 4. Des indicateurs de la désertification

Afin d'identifier les zones en cours de désertification, des indicateurs de désertification ont été développés. Ces indicateurs visent à repérer les régions les plus vulnérables aux changements climatiques et anthropiques à venir.

Certains de ces indicateurs combinent les pressions climatiques et humaines, actuelles et futures, pour anticiper les zones susceptibles d'être les plus touchées par ces changements [32]. D'autres s'appuient sur l'analyse de données satellitaires pour suivre les tendances récentes de certaines caractéristiques de ces écosystèmes, telles que la productivité végétale ; cette approche permet de détecter les régions où une diminution de productivité est déjà en cours [33]. Enfin, un dernier ensemble d'indicateurs utilise la structure spatiale de la végétation comme signe avant-coureur de la dégradation de ces écosystèmes [30b]. En effet, la répartition de la végétation dans l'espace n'est pas aléatoire : elle forme des îlots formés d'un couvert végétal dense, séparés par des zones de sol nu (Figure 5) [34]. Ces îlots sont souvent constitués par des plantes facilitatrices qui créent un microenvironnement favorable au recrutement d'espèces moins tolérantes à la sécheresse, notamment en améliorant la disponibilité locale en nutriments et en eau (Figure 4) [35]. Cette organisation spatiale de la végétation change le long de gradients d'aridité et de pâturage (Figure 5), offrant ainsi un moyen de suivre le processus de désertification à travers l'analyse de ces motifs [36][37].



**Figure 5 - Changement de la structure spatiale de la végétation le long d'un gradient d'aridité**

Avec l'augmentation de l'aridité, le couvert végétal diminue. Au-delà des changements de couvert végétal, la structure spatiale de la végétation elle aussi change. En effet, les plantes ont une structure spatiale non aléatoire dans le paysage due à l'amélioration locale du micro-environnement au voisinage des plantes. Les plantes sont agrégées en îlots de végétation et séparées par des zones de sol nu. Cette structure spatiale de la végétation (en noir sur le panel du bas) peut être observée via des images satellites et change le long de gradient de pression (ici représenté par l'aridité). Elle constitue ainsi un bon indicateur de la désertification progressive de ces écosystèmes.

Auteur(s)/Autrice(s) : Benoît Pichon  
Licence : CC-BY-NC

## 5. Désertification : l'importance des échelles de temps

Un exemple classique pour illustrer la désertification à large échelle est celui de la transition de zones de forêts vers un désert dans certaines régions de l'actuel Sahara, il y a environ 5 500 ans. Au début de l'Holocène, il y a 12 000 ans, les températures globales étaient plus basses qu'aujourd'hui et l'actuel Sahara était alors plus humide, avec des lacs et une végétation abondante. Des analyses de sédiments océaniques au niveau de la côte ouest africaine suggèrent qu'une perte rapide de la couverture végétale s'est produite en seulement quelques centaines d'années, conduisant à la formation du Sahara actuel il y a près de 5 500 ans [38]. De façon similaire, des études stratigraphiques de régions actuellement couvertes par des dunes en Chine montrent que des transitions entre des états végétalisés et désertiques ont eu lieu au cours des 12 000 dernières années [39].

Bien que ces exemples indiquent des transitions rapides à l'échelle géologique (quelques siècles), la dégradation

actuelle des écosystèmes arides peut être bien plus rapide. En Espagne l'analyse d'images satellites depuis les années 1980 a révélé une diminution continue du couvert végétal dans plusieurs régions semi-arides, indiquant que la dégradation peut intervenir en quelques décennies seulement [40a]. De même, des expérimentations manipulant les régimes de feu ou l'intensité du pâturage montrent qu'une prairie herbacée peut être remplacée par une végétation buissonnante en quelques années à peine [41][42].

Ces transitions sont souvent amplifiées par de multiples boucles de rétroactions écologiques présentes dans ces écosystèmes (Figure 3) : la réduction du couvert végétal accroît l'érosion et diminue l'humidité du sol, ce qui freine à son tour la régénération des plantes. De manière intéressante, bien que parfois rapides, ces changements laissent aussi percevoir des effets d'héritage forts : le climat et les pressions de pâturage passés continuent de façonner le fonctionnement du sol et le couvert végétal actuels, reflétant l'influence persistante de processus à long terme [40b][43]. Ainsi, certaines prairies africaines présentent aujourd'hui une fertilité du sol plus accrue dans des zones anciennement pâturées il y a plusieurs milliers d'années, comparées aux zones anciennement non pâturées [44].

En somme, les échelles de temps de la désertification varient considérablement – de quelques années à plusieurs millénaires – selon la nature des processus en jeu.

## 6. Restauration : sortir d'un état dégradé

La restauration des zones dégradées par la désertification représente un enjeu majeur, car si les transitions vers des états dégradés sont souvent rapides, leur inversion peut s'avérer ardue, voire hors de portée. Cependant, sur des territoires restreints, et notamment dans les zones semi-arides, des stratégies de restauration ciblées offrent de réelles perspectives. Face aux risques croissants liés à la désertification et à ses impacts socio-économiques, de nombreux programmes ont été mis en œuvre pour réduire le surpâturage, limiter la fréquence des feux et favoriser le retour d'espèces végétales clés capables de stabiliser les sols et d'améliorer la rétention d'eau. Ces actions contribuent parfois à inverser les rétroactions négatives qui entretiennent la dégradation, permettant ainsi de rétablir un fonctionnement écosystémique plus résilient.

L'un des leviers majeurs de restauration consiste à augmenter le couvert végétal par semis direct de plantes adaptées. Une synthèse de la littérature publiée en 2021 montre que le succès de ces initiatives dépend fortement de la densité de semis et de la taille des graines utilisées : les espèces à plus grosses graines telles que les plantes du genre *Bromus* ou *Acacia* présentent un succès de restauration bien plus élevé que les fétuques ou les stipes [45].

Une autre approche repose sur la facilitation entre plantes, qui permet à des espèces moins adaptées aux conditions arides de se développer sous la canopée d'espèces plus tolérantes [46][47]. La présence de facilitation dans les communautés végétales des zones restaurées permet de créer un micro-environnement moins exposé à l'incidence lumineuse et d'améliorer le fonctionnement du sol, augmentant ainsi les chances de restauration des zones voisines.

Ce principe a notamment été appliqué dans des zones totalement désertifiées de plusieurs pays d'Afrique. Pour renverser cette désertification, des structures retenant l'eau (digues, talus de pierres ou de buissons) ont été aménagées perpendiculairement à la surface d'écoulement de l'eau sur le sol, permettant ainsi la rétention d'eau. Au Kenya, un an après un tel aménagement, la végétation avait recolonisé ces îlots fertiles. Les processus écologiques de facilitation ont ensuite permis l'amélioration de la fertilité du sol autour de ces zones et une restauration drastique du couvert végétal en trois ans [48].

Au-delà des initiatives locales, de vastes programmes de restauration se développent à plus grande échelle, cherchant à créer des barrières de végétation pour lutter contre la désertification [1f]. En Chine, par exemple, des afforestations multiples ont permis d'accroître le couvert végétal, de renforcer la séquestration du carbone, et de réduire considérablement la superficie des zones dégradées. Des stratégies similaires ont été mises en œuvre en Algérie et le long du Sahara pour freiner la désertification. Toutefois, les bénéfices à long terme de ces projets demeurent débattus, notamment en lien avec la durabilité des plantations et leur impact sur les ressources en eau [1g].

## 7. Quel futur pour les écosystèmes arides ?

En conclusion, la désertification est un phénomène multifactoriel, impliquant des changements profonds de structure, de composition et de fonctionnement des écosystèmes arides. La progression du phénomène de désertification peut

être suivie avec divers indicateurs basés sur l'évaluation des pressions exercées sur les écosystèmes ou alors des tendances des écosystèmes eux-mêmes, par exemple via la structure spatiale ou la productivité de la végétation.

Dans un monde où la pression de pâturage est croissante, où les écosystèmes arides font face à des événements climatiques extrêmes plus fréquents et à une augmentation de la température moyenne [1h][49], le devenir de ces écosystèmes reste une question majeure. Est-ce que les écosystèmes arides changeront brusquement ? Si oui, quelle est l'échelle de temps de ces changements ? Et quelles en seront les conséquences pour les populations locales ? Bien que de nombreuses questions restent encore ouvertes sur la désertification, ce qui est sûr néanmoins, c'est que l'étude des écosystèmes arides nous offre une fenêtre sur le futur possible des écosystèmes soumis actuellement à des pluviométries plus élevées, mais qui sont amenés à devenir plus secs.

Au-delà des implications écologiques évoquées, la désertification soulève également des enjeux majeurs sur le plan social et économique, car elle fragilise l'accès aux ressources essentielles, en particulier pour les populations pastorales et celles qui dépendent fortement de la végétation de ces écosystèmes pour subsister. Ainsi, comprendre et anticiper les dynamiques des écosystèmes arides est fondamental, non seulement pour préserver la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes, mais aussi pour garantir la résilience des sociétés humaines face aux changements à venir [1i][50][51].

## CRÉDITS

### AUTEUR(S)/AUTRICE(S)

[Benoît Pichon](#)

Doctorant à l'université de Montpellier, il s'intéresse aux conséquences des rétroactions sur la stabilité et le fonctionnement des écosystèmes en combinant approches théoriques et analyse de données.

[Sonia Kéfi](#)

Directrice de recherche au CNRS, elle étudie la résilience des écosystèmes face aux perturbations, en mobilisant à la fois la modélisation mathématique et l'analyse de données.

### RELECTURE ÉDITORIALE ET MISE EN LIGNE

[Pascal Combemorel](#)

Agrégé de SVT, il est le responsable éditorial du site Planet-Vie depuis septembre 2016.

### LICENCE DU TEXTE DE L'ARTICLE



Creative Commons - Attribution - Pas d'utilisation commerciale

## BIBLIOGRAPHIE

1

a  
b  
c  
d

(2022). *Climate Change and Land: IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems* (1<sup>er</sup> éd.). Cambridge University Press. <http://doi.org/10.1017/9781009157988> (Original work published 2026)

2

g  
h

Maestre, F. T., Benito, B. M., Berdugo, M. ., Concostrina-Zubiri, L. ., Delgado-Baquerizo, M. ., Eldridge, D. J., ... Soliveres, S. . (2021). Biogeography of global drylands. *New Phytologist*, *231*, 540–558. <http://doi.org/10.1111/nph.17395> (Original work published 2026)

3

Dai, A. . (2013). Increasing drought under global warming in observations and models. *Nature Climate Change*, *3*, 52–58. <http://doi.org/10.1038/nclimate1633> (Original work published 2026)

4

Reid, R. S., Fernández-Giménez, M. E., & Galvin, K. A. (2014). Dynamics and Resilience of Rangelands and Pastoral Peoples Around the Globe. *Annual Review of Environment and Resources*, *39*, 217–242. <http://doi.org/10.1146/annurev-environ-020713-163329> (Original work published 2026)

5

Maestre, F. ., Le Bagousse-Pinguet, Y. ., Delgado-Baquerizo, M. ., Eldridge, D. ., Saiz, H. ., Berdugo, M. ., ... Liancourt, P. . (2022). Grazing and ecosystem service delivery in global drylands. *Science*, *378*, 315–320. <http://doi.org/10.1126/science.abq4062> (Original work published 2026)

6

(1994). United Nations convention to combat desertification in countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa. *A/AC.241/27*.

7

a  
b

Vicente-Serrano, S. ., Pricope, N. ., & Toreti, A. . (2024). The Global Threat of Drying Lands: Regional and Global Aridity Trends and Future Projections.

8

Schumacher, D. L., Keune, J. ., Dirmeyer, P. ., & Miralles, D. G. (2022). Drought self-propagation in drylands due to land-atmosphere feedbacks. *Nature Geoscience*, *15*, 262–268. <http://doi.org/10.1038/s41561-022-00912-7> (Original work published 2026)

9

Koppa, A. ., Keune, J. ., Schumacher, D. L., Michaelides, K. ., Singer, M. ., Seneviratne, S. I., & Miralles, D. G. (2024). Dryland self-expansion enabled by land-atmosphere feedbacks.

10

Berdugo, M. ., Delgado-Baquerizo, M. ., Soliveres, S. ., Hernández-Clemente, R. ., Zhao, Y. ., Gaitán, J. J., ... Maestre, F. T. (2020). Global ecosystem thresholds driven by aridity. *Science*, *367*, 787–790. <http://doi.org/10.1126/science.aay5958> (Original work published 2026)

11

Gross, N. ., Börger, L. ., Soriano-Morales, S. I., Le Bagousse-Pinguet, Y. ., Quero, J. L., García-Gómez, M. ., ... Maestre, F. T. (2013). Uncovering multiscale effects of aridity and biotic interactions on the functional structure of Mediterranean shrublands. *Journal of Ecology*, *101*, 637–649. <http://doi.org/10.1111/1365-2745.12063> (Original work published 2026)

12

D'Odorico, P. ., Okin, G. S., & Bestelmeyer, B. T. (2012). A synthetic review of feedbacks and drivers of shrub encroachment in arid grasslands. *Ecohydrology*, *5*, 520–530. <http://doi.org/10.1002/eco.259>

13

a  
b

Way, D. A., Katul, G. G., Manzoni, S. ., & Vico, G. . (2014). Increasing water use efficiency along the C3 to C4 evolutionary pathway: a stomatal optimization perspective. *Journal of Experimental Botany*, *65*, 3683–3693. <http://doi.org/10.1093/jxb/eru205> (Original work published 2026)

14

Berdugo, M. ., Maestre, F. T., Kéfi, S. ., Gross, N. ., Le Bagousse-Pinguet, Y. ., & Soliveres, S. . (2019). Aridity preferences alter the relative importance of abiotic and biotic drivers on plant species abundance in global drylands. *Journal of Ecology*, *107*, 190–202. <http://doi.org/10.1111/1365-2745.13006> (Original work published 2026)

15

Berdugo, M. ., Kéfi, S. ., Soliveres, S. ., & Maestre, F. T. (2017). Plant spatial patterns identify alternative ecosystem multifunctionality states in global drylands. *Nature Ecology & Evolution*, *1*, 0003. <http://doi.org/10.1038/s41559-016-0003> (Original work published 2026)

16

Knapp, A. K., Chen, A. ., Griffin-Nolan, R. J., Baur, L. E., Carroll, C. J., Gray, J. E., ... Smith, M. D. (2020). Resolving the Dust Bowl paradox of grassland responses to extreme drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *117*, 22249–22255. <http://doi.org/10.1073/pnas.1922030117> (Original work published 2026)

17

Ulrich, W. ., Soliveres, S. ., Maestre, F. T., Gotelli, N. J., Quero, J. L., Delgado-Baquerizo, M. ., ... Zaady, E. . (2014). Climate and soil attributes determine plant species turnover in global drylands. *Journal of Biogeography*, *41*, 2307–2319. <http://doi.org/10.1111/jbi.12377> (Original work published 2026)

18

Kramp, R. E., Liancourt, P. ., Herberich, M. M., Saul, L. ., Weides, S. ., Tielbörger, K. ., & Májeková, M. . (2022). Functional traits and their plasticity shift from tolerant to avoidant under extreme drought. *Ecology*. <http://doi.org/10.1002/ecy.3826> (Original work published 2026)

19

Carvajal, D. ., Loayza, A. ., Rios, R. ., Delpiano, C. ., & Squeo, F. . (2019). A hyper arid environment shapes an inverse pattern of the fast-slow plant economics spectrum for above-, but not belowground resource acquisition strategies. *Journal of Ecology*, *107*, 1079–1092. <http://doi.org/10.1111/1365-2745.13092> (Original work published 2026)

20

Li, C. ., Fu, B. ., Wang, S. ., Stringer, L. C., Zhou, W. ., Ren, Z. ., ... Weber, B. . (2023). Climate-driven ecological thresholds in China's drylands modulated by grazing. *Nature Sustainability*, *6*, 1363–1372.

21

Biancari, L. ., Aguiar, M. R., Eldridge, D. J., Oñatibia, G. R., Le Bagousse-Pinguet, Y. ., Saiz, H. ., ... Maestre, F. T. (2024). Drivers of woody dominance across global drylands. *Science Advances*, *10*, eadn6007. <http://doi.org/10.1126/sciadv.adn6007> (Original work published 2026)

22

De Mazancourt, C. ., Loreau, M. ., & Abbadie, L. . (1998). Grazing optimization and nutrient cycling: when do herbivores enhance plant production ?, *79*, 11.

23

a  
b

McNaughton, S. J. (1983). Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos*, *40*, 329. <http://doi.org/10.2307/3544305> (Original work published 2026)

24

Cai, Y. ., Yan, Y. ., Xu, D. ., Xu, X. ., Wang, C. ., Wang, X. ., ... Eldridge, D. J. (2020). The fertile island effect collapses under extreme overgrazing: evidence from a shrub-encroached grassland. *Plant and Soil*, *448*, 201–212. <http://doi.org/10.1007/s11104-020-04426-2> (Original work published 2026)

25

Oñatibia, G. R., & Aguiar, M. R. (2016). Continuous moderate grazing management promotes biomass production in Patagonian arid rangelands. *Journal of Arid Environments*, *125*, 73–79. <http://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.005> (Original work published 2026)

26

Gross, N. ., Maestre, F. T., Liancourt, P. ., Berdugo, M. ., Martin, R. ., Gozalo, B. ., ... Le Bagousse-Pinguet, Y. . (2024). Unforeseen plant phenotypic diversity in a dry and grazed world. *Nature*, 1–7. <http://doi.org/10.1038/s41586-024-07731-3> (Original work published 2026)

27

Le Bagousse-Pinguet, Y. ., Gross, N. ., Maestre, F. T., Maire, V. ., de Bello, F. ., Fonseca, C. R., ... Liancourt, P. . (2017). Testing the environmental filtering concept in global drylands. *Journal of Ecology*, *105*, 1058–1069. <http://doi.org/10.1111/1365-2745.12735>

28

Liancourt, P. ., Martin, R. ., Le Bagousse-Pinguet, Y. ., Maestre, F. T., Berdugo, M. ., Delgado-Baquerizo, M. ., ... Gross, N. . (2025). Lonely plants in arid land are functionally hyperdiverse. *Ecology*. <http://doi.org/10.1111/2025.02.21.639323> (Original work published 2026)

29

Carmona, C. P., de Bello, F. ., Mason, N. W., & Leps, J. . (2016). Traits Without Borders: Integrating Functional Diversity Across Scales. *Trends in Ecology & Evolution*, *31*, 382–394. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.003> (Original work published 2026)

30

a  
b

Kéfi, S. ., Rietkerk, M. ., van Baalen, M. ., & Loreau, M. . (2007). Local facilitation, bistability and transitions in arid ecosystems. *Theoretical Population Biology*, *71*, 367–379. <http://doi.org/10.1016/j.tpb.2006.09.003> (Original work published 2026)

31

Rietkerk, M. ., Ketner, P. ., Burger, J. ., Hoorens, B. ., & Olff, H. . (2000). Multiscale Soil and Vegetation Patchiness along a Gradient of Herbivore Impact in a Semi- Arid Grazing System in West Africa. *Plant Ecology*, *148*, 207–224. Consulté à l'adresse <http://www.jstor.org/stable/20050943>

32

Huang, J. ., Zhang, G. ., Zhang, Y. ., Guan, X. ., Wei, Y. ., & Guo, R. . (2020). Global desertification vulnerability to climate change and human activities. *Land Degradation & Development*, *31*, 1380–1391. <http://doi.org/10.1002/ldr.3556> (Original work published 2026)

33

Burrell, A. L., Evans, J. P., & De Kauwe, M. G. (2020). Anthropogenic climate change has driven over 5 million km<sup>2</sup> of drylands towards desertification. *Nature Communications*, *11*, 3853. <http://doi.org/10.1038/s41467-020-17710-7> (Original work published 2026)

34

Aguiar, M. R., & Sala, O. E. (1999). Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, *14*, 273–277. [http://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01612-2](http://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01612-2) (Original work published 2026)

35

Tordoni, E. ., Puglielli, G. ., Beccari, E. ., & Carmona, C. P. (2024). A skewed picture of functional diversity in global drylands. *Ecology*. <http://doi.org/10.1101/2024.12.09.627500> (Original work published 2026)

36

Kéfi, S. ., Génin, A. ., Garcia-Mayor, A. ., Guirado, E. ., Cabral, J. S., Berdugo, M. ., ... Maestre, F. T. (2024). Self-organization as a mechanism of resilience in dryland ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *121*, e2305153121. <http://doi.org/10.1073/pnas.2305153121> (Original work published 2026)

37

Lin, Y. ., Han, G. ., Zhao, M. ., & Chang, S. X. (2010). Spatial vegetation patterns as early signs of desertification: a case study of a desert steppe in Inner Mongolia, China. *Landscape Ecology*, *25*, 1519–1527. <http://doi.org/10.1007/s10980-010-9520-z> (Original work published 2026)

38

Deménil, P. ., Ortiz, J. ., Guilderson, T. ., Adkins, J. ., Sarnthein, M. ., Baker, L. ., & Yarusinsky, M. . (2000). Abrupt onset and termination of the African Humid Period:: rapid climate responses to gradual insolation forcing. *Quaternary Science Reviews*, *19*, 347–361.

39

Xu, Z. ., Mason, J. A., Xu, C. ., Yi, S. ., Bathiany, S. ., Yizhaq, H. ., ... Lu, H. . (2020). Critical transitions in Chinese dunes during the past 12,000 years. *Science Advances*, *6*, eaay8020. <http://doi.org/10.1126/sciadv.aay8020> (Original work published 2026)

40

a  
b

Vicente-Serrano, S. M., Zouber, A. ., Lasanta, T. ., & Pueyo, Y. . (2012). Dryness is accelerating degradation of vulnerable shrublands in semiarid Mediterranean environments. *Ecological Monographs*, *82*, 407–428. <http://doi.org/10.1890/11-2164.1> (Original work published 2026)

41

Collins, S. L., Nippert, J. B., Blair, J. M., Briggs, J. M., Blackmore, P. ., & Ratajczak, Z. . (2021). Fire frequency, state change and hysteresis in tallgrass prairie. *Ecology Letters*, *24*, 636–647. <http://doi.org/10.1111/ele.13676> (Original work published 2026)

42

Ratajczak, Z. ., Nippert, J. B., & Ocheltree, T. W. (2014). Abrupt transition of mesic grassland to shrubland: evidence for thresholds, alternative attractors, and regime shifts. *Ecology*, *95*, 2633–2645. <http://doi.org/10.1890/13-1369.1> (Original work published 2026)

43

Ye, J. ., Delgado-Baquerizo, M. ., Soliveres, S. ., & Maestre, F. T. (2019). Multifunctionality debt in global drylands linked to past biome and climate. *Global Change Biology*, *25*, 2152–2161. <http://doi.org/10.1111/gcb.14631> (Original work published 2026)

44

Marshall, F. ., Reid, R. E. B., Goldstein, S. ., Storozum, M. ., Wreschnig, A. ., Hu, L. ., ... Ambrose, S. H. (2018). Ancient herders enriched and restructured African grasslands. *Nature*, *561*, 387–390. <http://doi.org/10.1038/s41586-018-0456-9> (Original work published 2026)

45

Shackelford, N. ., Paterno, G. B., Winkler, D. E., Erickson, T. E., Leger, E. A., Svejcar, L. N., ... Suding, K. L. (2021). Drivers of seedling establishment success in dryland restoration efforts. *Nature Ecology & Evolution*, *5*, 1283–1290. <http://doi.org/10.1038/s41559-021-01510-3> (Original work published 2026)

46

Gómez-Aparicio, L. . (2009). The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: A meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology*, *97*, 1202–1214. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01573.x> (Original work published 2026)

47

Suding, K. N., Gross, K. L., & Houseman, G. R. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, *19*, 46–53. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.005> (Original work published 2026)

48

Silliman, B. R., Hensel, M. J., Gibert, J. P., Daleo, P. ., Smith, C. S., Wieczynski, D. J., ... Valdez, S. R. (2024). Harnessing ecological theory to enhance ecosystem restoration. *Current Biology*, *34*, R418–R434. <http://doi.org/10.1016/j.cub.2024.03.043> (Original work published 2026)

49

Cook, B. I., Smerdon, J. E., Seager, R. ., & Coats, S. . (2014). Global warming and 21st century drying. *Climate Dynamics*, *43*, 2607–2627. <http://doi.org/10.1007/s00382-014-2075-y> (Original work published 2026)

50

Reynolds, J. F., Smith, D. M. S., Lambin, E. F., Turner, B. L., Mortimore, M. ., Batterbury, S. P. J., ... Walker, B. . (2007). Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science*, *316*, 847–851. <http://doi.org/10.1126/science.1131634> (Original work published 2026)

51

Mirzabaev, A. ., Stringer, L. ., Benjaminsen, T. ., Gonzalez, P. ., Harris, R. ., Jafari, M. ., ... Zakieldean, S. . (2022). Cross-Chapter Paper 3 Deserts, Semiarid Areas and Desertification. (H. O. Pörtner, D. C. Roberts, M. . Tignor, E. S. Poloczanska, K. . Mintenbeck, A. . Alegría, ... B. . Rama, éd.). Cambridge, UK and New York, USA: Cambridge University

