

Érosion et principes de conservation des sols

3.1. Définitions

Il est fréquent de distinguer deux grands types d'érosion :

– l'érosion naturelle (figure 3.1). Encore appelée dénudation ou érosion géologique, elle s'est manifestée dès l'exondation des continents sous l'effet de processus mécaniques et chimiques (voir ci-dessous) et continue à intervenir. Elle s'étudie sur des temps longs (> 10 000 ans) et s'exprime souvent en mm/1000 ans (voir les volumes 3 et 4 de la même série *Circulation de l'eau et Qualité de l'eau*) ;

– l'érosion accélérée par l'action de l'homme. Elle s'exprime souvent en t ha⁻¹ an⁻¹. Elle s'est manifestée dès les feux – volontaires – de savane mais s'est nettement amplifiée au Néolithique [FRO 16] et encore plus à l'Anthropocène [FOU 14].

Et deux principaux processus :

– l'érosion mécanique définie par un processus comprenant trois mécanismes :

- la fragmentation ou le détachement sous l'effet d'agents très divers : le gel/dégel, le frottement (érosion glaciaire), le vent (érosion éolienne), l'impact des gouttes de pluie et du ruissellement (érosion hydrique), les mouvements de masse, l'action des vagues et des courants (érosion côtière), le travail du sol (érosion aratoire), ou l'arrachage des cultures à racines ou tubercules ;

- le transport des particules détachées ;

- leur sédimentation ou dépôt (voir paragraphe 3.3) ;

– l'érosion chimique qui désigne le transport des solutés issus de la dissolution des roches par altération, et plus largement de tout soluté transporté par le ruissellement ou les nappes.



Figure 3.1. Exemple d'érosion essentiellement naturelle dans le haut bassin peu peuplé du Yángzǐ Jiāng, Shigu, montagnes Hailuo, Yunnan, Chine. À noter : la turbidité de l'eau (photo : C. Valentin)

Ce chapitre porte essentiellement sur l'érosion accélérée et mécanique des sols continentaux, et sur les principaux principes de conservation des sols.

3.2. Importance de l'érosion

3.2.1. À l'échelle mondiale

Comme l'avait déjà indiqué la première évaluation mondiale de l'état de dégradation des sols par l'homme (GLASOD) [OLD 91] et comme le confirme le rapport de la FAO sur l'état mondial des ressources en sols publié à l'occasion de l'année internationale des sols [FAO 15], l'érosion constitue la principale forme de dégradation des sols, à la fois au niveau mondial et dans chacune des huit grandes régions géographiques. Ce rapport évalue l'érosion mondiale due à l'eau à 20-30 Gt an⁻¹ et celle liée au travail du sol, appelée érosion aratoire, à 5 Gt an⁻¹. Ceci représente des pertes moyennes de 12-15 t ha⁻¹ an⁻¹ [DEN 03], ou encore d'environ un millimètre par an, ce qui est un ou deux ordres de grandeur supérieurs à l'épaississement des sols par pédogenèse [MON 07, STO 14]. En d'autres termes, le sol se renouvelle moins vite qu'il ne s'érode sous l'effet de l'homme. Ainsi, l'Anthropocène se caractérise, entre autres, par le fait que le sol ne peut plus être considéré comme une ressource renouvelable, du fait de son exploitation de type minier par l'Homme [HOF 15]. La zone critique s'amenuise donc plus rapidement

par l'érosion mécanique en surface qu'elle ne se forme à sa base par des processus biogéochimiques [ANDE 07]. Par ailleurs, la non prise en compte de l'érosion peut conduire à une forte surestimation (17 %) du potentiel de séquestration du carbone atmosphérique par les sols [CHA 15]. Ces considérations générales masquent toutefois de grandes disparités liées à de nombreuses composantes de la zone critique : type de couvert végétal, de roche, d'usage des terres, de pente, de climat, et d'échelle spatio-temporelle de mesures.

3.2.2. Effets de l'érosion

Nous aborderons brièvement trois conséquences de l'érosion en distinguant les effets actuels *in situ*, et hors site, et les conséquences historiques.

Les effets *in situ* concernent surtout la qualité des sols. L'érosion de l'horizon superficiel (horizon A) se manifeste par une perte sélective des éléments les plus fins (argile puis limon) et de la matière organique sous l'effet du ruissellement ou du vent. Or, c'est l'argile et la matière organique qui permettent de stocker les éléments fertilisants. L'érosion de l'horizon superficiel a donc un effet immédiat sur la fertilité chimique du sol. Les pertes en éléments nutritifs par érosion et par exportation des récoltes sont compensées au niveau mondial par l'apport des engrais azotés. En revanche, l'utilisation des engrais phosphatés est très loin de compenser les pertes par érosion, particulièrement en Afrique et en Asie du Sud-Est [QUI 10]. De plus, en appauvrissant le sol en matière organique, l'érosion augmente son instabilité structurale, la formation de croûtes superficielles (voir chapitre 2) et le ruissellement, induisant ainsi une auto-accélération des processus de détachement. Une fois l'horizon superficiel décapé par l'érosion, l'horizon B affleure, souvent plus riche en argile. Se posent alors des problèmes de travail du sol. Un sol riche en argile n'offre, en effet, qu'une plage optimale d'humidité réduite pour être travaillé : trop sec, il est trop dur et requiert beaucoup d'énergie ; trop humide, il est trop collant, voire fluide, et se compacte facilement. Si l'érosion atteint les horizons B/C puis C, alors de grandes quantités d'éléments grossiers rendent le sol difficilement cultivable. Enfin, lorsque le sol meuble a entièrement disparu, il est bien difficile d'envisager une culture ou même une plantation d'arbres. En outre, en réduisant l'épaisseur du sol, l'érosion provoque une diminution du volume d'enracinement et des réserves en eau du sol. Dès lors, l'érosion entraîne une forte réduction des principales fonctions des sols et de leur valeur foncière.

Ce rôle de l'érosion sur la qualité et les fonctions des sols est généralement bien connu des paysans. Ainsi, une enquête auprès de paysans du nord du Laos [LES 12] (figure 3.2) a révélé que le premier indice de dégradation des sols liée à la mise en culture était son changement de couleur (qui traduit la réduction des teneurs en C

organique), puis l'apparition d'éléments grossiers en surface (et donc celle d'horizons B/C ou C), de griffes d'érosion et de ravines (qui entaillent les sols en profondeur), et de glissements de terrain (qui découpent souvent l'ensemble des horizons meubles jusqu'à la roche mère). Parallèlement, la densité de la végétation des jachères se réduit, et sa couleur tend à changer en devenant plus jaune (indice d'une carence en azote). La multiplication des cycles de cultures/jachères et la réduction de la période de jachère entraînent également l'invasion d'adventices de plus en plus rebelles qui elles-mêmes entraînent un nombre de plus en plus élevé de sarclages et donc d'érosion aratoire [DUP 09].

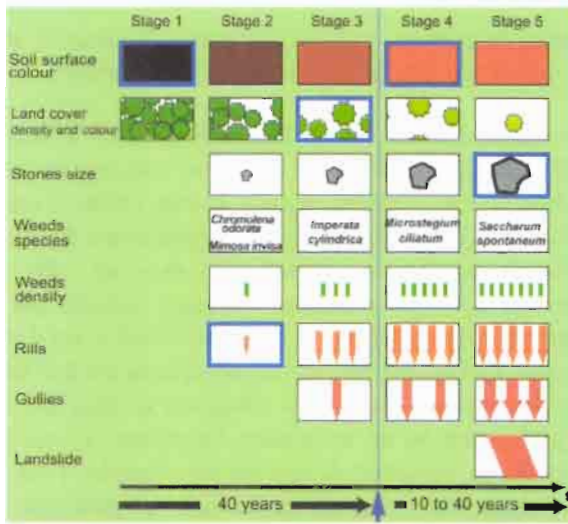


Figure 3.2. Stades définis et perçus de la dégradation des terres par les paysans du bassin versant de Houay Pano, nord du Laos, depuis l'état initial il y a quarante ans (Stage 1) jusqu'au stade 5 (Stage 5) prévu selon les parcelles entre 10 et 40 ans. Les principaux critères utilisés par les paysans sont la couleur du sol, la densité et la couleur de la végétation, l'abondance et la taille des éléments grossiers en surface, les espèces de plus en plus rebelles d'adventices et leur densité, la densité des griffes d'érosion, de ravines et de glissements de terrain (adapté de [LES 12]).

Les effets hors sites concernent les impacts en aval des zones de détachement, et donc celles de transport et de dépôt : envasement et ensablement des retenues et des cours d'eau, qualité des eaux, pollutions, mais aussi les transferts de fertilité.

Les sédiments en suspension, encore appelés matières en suspension ou MES, généralement transportés sur de grandes distances, rendent les eaux turbides (figure 3.3). Lorsque les vitesses de transport ne sont plus suffisantes, notamment

dans les plaines et deltas, les sables et les limons peuvent se déposer et surélever peu à peu les lits, provoquant des inondations. Le fleuve jaune (Huang He) qui tire son nom de sa forte turbidité acquise lors de sa traversée du grand plateau lœssique chinois, ou plateau Huangtu, a ainsi changé de lit de nombreuses fois au cours des derniers millénaires, son delta se déplaçant de 480 km [XUE 93].



Figure 3.3. Estuaire du fleuve Betsiboka à Mahanjanga, au nord-ouest de Madagascar, qui draine le plus grand bassin versant de l'île (49 000 km²) et exporte en sédiments l'équivalent de 3 600 t km⁻² an⁻¹ [CHA 93] (photo : C. Valentin)

Outre des inondations plus fréquentes, l'envasement et l'ensablement des cours d'eau induisent des modifications d'habitat pour la faune aquatique et comblent les frayères. Ils exigent le rehaussement des digues et des ponts et le dragage des cours d'eau et des chenaux d'irrigation. L'envasement des lacs de barrage en diminue considérablement la durée de vie. Ce phénomène est particulièrement marqué pour les retenues collinaires en milieu semi-aride. Par exemple, les 34 380 m³ de la retenue de Sadine en Tunisie centrale ont été complètement remplis de sédiments en une seule pluie [NAS 04]. Pour les grands barrages, la réduction de la durée de vie des réservoirs destinés à l'irrigation ou la production hydro-électrique due à leur envasement représente un coût considérable, d'où l'importance de limiter l'érosion en provenance de leurs bassins versants [ANN 16]. La qualité des eaux continentales se trouve par ailleurs directement influencée, non seulement par l'érosion chimique par ruissellement et écoulement des nappes, mais aussi, voire surtout, par le ruissellement et les particules détachées par l'érosion (sédiments). Comme les sédiments

transportés par l'érosion en nappe proviennent des horizons superficiels, ils sont enrichis par rapport aux sols en place, en argile et en limon fin (érosion sélective des particules fines), en carbone organique [RUM 06] ou en phosphore entraînant des risques d'eutrophisation en aval [KLE 11]. Il en est de même pour les métaux lourds, les pesticides [SAB 14] et les bactéries pathogènes comme *Escherichia coli* [ROC 16].

Les transports et les dépôts de sédiments n'ont toutefois pas que des aspects négatifs puisqu'ils permettent un transfert de fertilité depuis les versants jusqu'aux bas-fonds (figure 3.4) et depuis les montagnes jusqu'aux deltas et aux océans, depuis des déserts vers des zones tropicales humides (pour les poussières éoliennes – voir paragraphe 3.4.5).



Figure 3.4. Exemple de transfert de fertilité depuis des collines naguère cultivées et des montagnes très érodées jusqu'aux fonds de vallées aménagés en terrasses qui retiennent une partie des sédiments, du carbone organique et des éléments nutritifs. Province de Jiangxi, Chine (photo : C. Valentin).

Sans l'érosion naturelle des montagnes éthiopiennes et les crues chargées de limons du Nil, la civilisation égyptienne aurait-elle vu le jour ? La mise en eau du barrage d'Assouan a entraîné, au cours des 15 premières années, un effondrement des pêches dans la partie sud-orientale de la Méditerranée du fait du moindre apport au phytoplancton marin d'éléments nutritifs contenus dans les sédiments. C'est l'usage intensif des engrais notamment phosphatés sur les cultures qui a permis aux ressources halieutiques de se reconstituer [NIX 04]. De même, de nombreuses régions dans le monde (nord de l'Europe, grandes plaines des États-Unis, plateau

lössique de Chine) tirent encore leur richesse de la fertilité de leurs sols formés sur des sédiments limoneux provenant de l'érosion éolienne périglaciaire, les lœss.

A contrario, l'érosion est souvent pointée du doigt [DIA 05] comme ayant contribué, avec d'autres facteurs tels que les changements climatiques, au déclin de civilisations (empire Maya...), voire à des effondrements démographiques (île de Pâques). Le scénario le plus fréquent [MON 07] débute par la saturation démographique des vallées les plus fertiles qui conduit au défrichement des sols en pente. Un tel phénomène est encore observable dans plusieurs pays d'Asie du Sud-Est, où la culture sur des sols en forte pente, notamment de maïs et de manioc, entraîne des pertes en terre considérables [VAL 08].

3.3. Processus et facteurs

Tout processus d'érosion comprend trois mécanismes : le détachement de particules de sol, leur transport et leur dépôt. Nous différencions ici les plus grands processus d'érosion selon les mécanismes de détachement et les facteurs qui les déterminent.

3.3.1. Le détachement par rejaillissement

Le premier processus de détachement est celui dû à l'impact des gouttes de pluie. Celles-ci peuvent atteindre, pour les plus grosses (figure 3.5), un diamètre de 5,5 mm et une vitesse terminale légèrement inférieure à 10 m s^{-1} , ce qui représente une énergie cinétique considérable, de l'ordre de 810^{-6} J (joules) pour une seule grosse goutte et de $35 \text{ J m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ pour les plus fortes intensités de pluie. La distribution de la taille des gouttes est désormais mesurée automatiquement à l'aide de disdromètres. Les impacts des gouttes criblent la surface de microcratères qui témoignent de l'arrachement de particules et de leur tassement. Les particules détachées par la couronne de rejaillissement sont transportées par les gouttelettes (figure 3.5) à une hauteur pouvant atteindre 40 cm et des distances décimétriques voire métriques, les sables fins étant projetés le plus loin. Sur pente, les distances sont toujours plus fortes vers l'aval que vers l'amont, en sorte que même en l'absence de ruissellement, le détachement par rejaillissement provoque une perte en sol à l'amont et un enrichissement en aval. En retombant au sol, les particules se réorganisent pour former des croûtes structurales soit par micro-illuviation soit par tassement (voir chapitre précédent). Ces croûtes réduisent la porosité superficielle, favorisent le ruissellement, et l'exportation des particules détachées par rejaillissement (voir paragraphe suivant).

Les pertes en terres correspondant à ces processus – détachement et transport par rejaillissement et par ruissellement – sont le plus souvent mesurées à des échelles fines, sur des parcelles d'1 m² [POD 08], voire plus petites, d'autres processus intervenant sur des versants plus longs (voir paragraphes suivants). En vue de contrôler les conditions d'humidité du sol, d'intensité et de durée des pluies, des simulateurs de pluie de terrain (figure 3.5) ou de laboratoires sont souvent utilisés. Un des objectifs-clés de ces simulateurs est de reproduire des conditions les plus proches possible des pluies naturelles, notamment en termes de taille de goutte, de vitesse d'impact au sol et d'énergie cinétique.

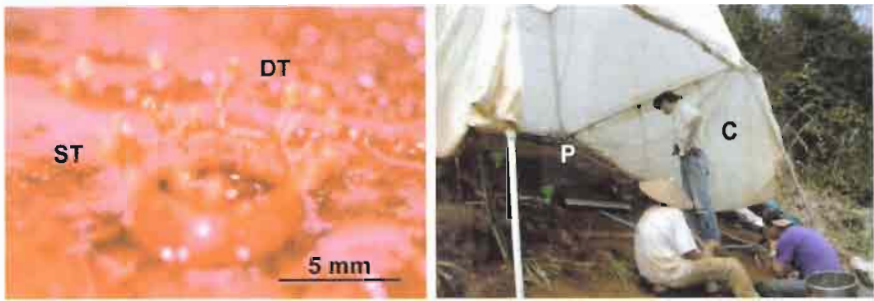


Figure 3.5. À gauche : impact d'une goutte d'eau sur le sol favorisant le détachement (DT) et le transport de particules de sol dans des gouttelettes de rejaillissement, la réorganisation de ces particules et la formation d'une croûte structurale (ST), sol argilo-limoneux, Agadez, Niger. À droite : simulateur de pluie de type ORSTOM-IRD arrosant une surface d'environ 8 m² dans laquelle se trouve une parcelle d'1 m² (P) où sont effectuées les mesures de ruissellement et de pertes en sol, l'ensemble est protégé par une bâche (C) pour éviter les fluctuations d'intensité de pluie liées au vent, bassin versant de Houay Pano, Laos (photos : C. Valentin).

Les principaux facteurs qui influencent l'intensité du rejaillissement sont :

- la texture du sol : les sables fins sont les plus sensibles ;
- l'énergie cinétique reçue. Or celle-ci dépend de l'intensité des pluies, de la protection du sol de l'impact direct des gouttes (couvert végétal proche de la surface, résidus organiques, litière, mulch, etc.), mais aussi de l'angle de pente. Ainsi, pour de faibles longueurs de pente, les pertes en terres seront plus faibles pour des pentes fortes (faible énergie cinétique du fait d'un cosinus d'angle d'impact réduit) que pour des pentes faibles (voir chapitre précédent).

En d'autres termes, le rejaillissement sera maximal pour des sols nus, riches en sables fins, sur pentes nulles ou faibles, soumis à des pluies intenses, comme c'est

typiquement le cas dans de nombreuses zones semi-arides et notamment au Sahel. Le sol protégé du choc des gouttes de pluie n'est pas affecté par cette érosion par rejaillissement. Il en résulte des figures en piédestal (figure 3.6).



Figure 3.6. Effet de l'érosion par rejaillissement sur la surface du sol avec formation de figures en piédestal (P) ; les racines et éléments grossiers protègent le sol de l'impact des gouttes, plantation de teck où la litière est consommée par les termites, et le sous-bois, considéré comme concurrentiel de la croissance des arbres, est détruit par les paysans, bassin versant de Houay Pano, nord du Laos (photo : C. Valentin).

3.3.2. L'érosion en nappe

Comme indiqué au chapitre précédent, le ruissellement apparaît le plus souvent lorsque l'intensité de pluie excède l'infiltrabilité du sol (écoulement hortonien), celle-ci étant d'autant plus réduite que des croûtes superficielles se sont formées à la surface du sol, sous l'impact des gouttes (voir paragraphe précédent). Cette différence d'intensité de pluie et d'infiltration se traduit par la formation de microflaques dans les petites dépressions superficielles. Si la pluie dure

suffisamment longtemps, ces microflaques débordent et alimentent un ruissellement relativement uniforme, d'où le terme de ruissellement « en nappe », même sur faibles pentes (figure 3.7). Ce type de ruissellement se manifeste souvent par la formation de micromarches, particulièrement sur fortes pentes (figure 3.7, [RIB 11]).

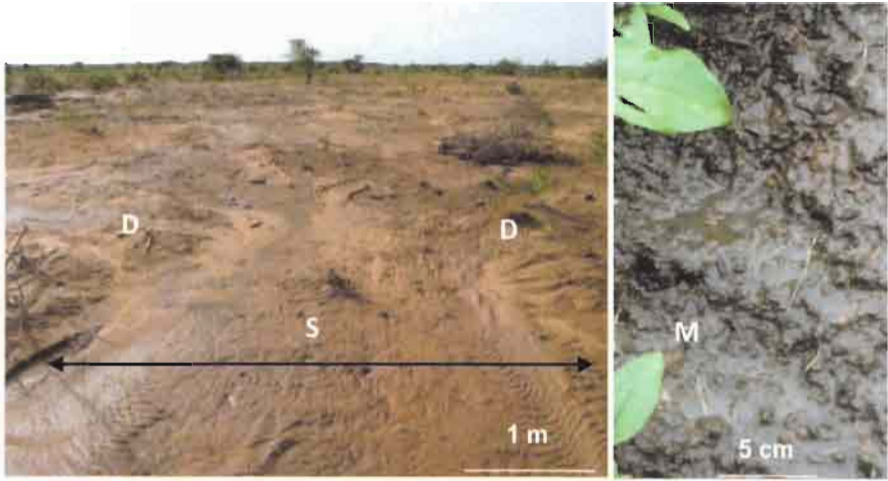


Figure 3.7. À gauche : sédiments (S) déposés lors d'un ruissellement en nappe sur sol sableux encroûté à faible pente, entre deux microdunes (D), bassin versant de Banizoumbou, Niger. À droite : ruissellement et érosion en nappe, sur forte pente, avec formation de micromarches (M), bassin versant de Houay Pano, Laos (photos : C. Valentin, O. Ribolzi).

Contrairement à ce qu'estimaient les chercheurs avant les années 1950, le détachement des particules reste faible lors du ruissellement en nappe. Il transporte et dépose des particules le plus souvent préalablement détachées par le rejaillissement. En revanche, dès que la vitesse de ruissellement atteint un seuil (voir paragraphe suivant), il incise le sol et devient concentré. Les premières marques de cette concentration apparaissent sous la forme de microgriffes, souvent inférieures à 1 cm de profondeur.

L'ensemble des pertes en sols dues au rejaillissement, au ruissellement en nappe et au tout début du ruissellement concentré est mesuré sur des parcelles dont la longueur est généralement comprise entre 10 et 20 m, le plus souvent sous pluies naturelles, mais aussi sous pluie simulée sur le terrain (figure 3.8) ou au laboratoire.



Figure 3.8. Simulateur de pluie rotatif de type Swanson, arrosant 200 m² dans lesquels sont implantées deux parcelles de mesure du ruissellement et de l'érosion de 10 m de long et 5 m de large permettant de comparer deux traitements, ici : un sol nu travaillé dans le sens de la pente (traitement standard, S) et un champ destiné au riz pluvial après abattis-brûlis (C). Deux pluviomètres linéaires (R), jaunes sur la photo, permettent de s'assurer de l'homogénéité de la pluie sur les parcelles [COL 84], forêt de Taï, Côte d'Ivoire (photo : C. Valentin).

Les nombreuses données récoltées sur les parcelles de ce type mises en place à partir des années 1930 aux États-Unis pour mesurer l'érosion hydrique dans des conditions très variées a permis un traitement statistique des principaux facteurs (voir paragraphe sur les modèles). L'analyse de cette base de données (plus de 10 000 parcelles-années) [WIS 78] a permis de comparer l'importance relative de facteurs indépendants les uns des autres et de prévoir statistiquement l'érosion hydrique à cette échelle et dans la gamme de variation des facteurs ayant servi à cette analyse. Ainsi l'érosion hydrique annuelle (A : érodabilité exprimée en tonnes ha⁻¹ an⁻¹) peut être prévue comme le produit de cinq facteurs indépendants (ou la somme si cette équation est sous forme logarithmique) dans « l'équation universelle des pertes en terre » (USLE) [WIS 78] :

$$A = R \times K \times SL \times C \times P$$

R, l'indice d'érosivité, (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ an⁻¹) est égal à EI₃₀ cumulé sur un an avec E : énergie cinétique des pluies pendant les 30 minutes les plus intenses et I₃₀, l'intensité des pluies au cours de la même période. Dès lors que cet indice peut être acquis pendant de longues périodes sur de nombreuses stations météorologiques, il

est possible de dresser des cartes d'érosivité, encore appelée agressivité climatique. Ainsi pour l'Europe, cette carte [PAN 15]¹ montre que l'érosivité annuelle est maximale ($R > 1\,300 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dans la façade occidentale de l'Italie (fortes intensités), la Slovénie et de l'Écosse (hauteurs des précipitations), minimale dans la façade orientale de l'Écosse, de l'Angleterre, de la Suède et en Finlande (faibles intensités).

K, l'érodibilité du sol ($\text{Mg ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) se calcule à partir des pertes en terres (A) mesurées sur des parcelles nues ($C = 1$, figure 3.8), travaillées dans le sens de la pente ($P = 1$) dont on peut calculer la valeur de SL (voir paragraphe suivant). Comme pour l'érosivité, de nombreuses cartes d'érodibilité ont été dressées. Les sols les plus sensibles à l'érosion hydrique mesurée à l'échelle de la parcelle sont riches en limons, pauvres en carbone organique, sujets à l'encroûtement superficiel et peu perméables [WAN 13]. Ainsi, en Europe [PAN 14] K varie entre 0,004-0,076 $\text{Mg ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, avec une moyenne de 0,032 avec les valeurs les plus fortes pour les sols limoneux développés sur les lœss dont les teneurs en carbone organique ont fortement décru depuis le déclin des associations agriculture-élevage. (esdac.jrc.ec.europa.eu/content/soil-erodibility-k-factor-high-resolution-dataset-europe).

SL, le facteur topographique, est le produit d'un facteur d'inclinaison de la pente (S) et d'un facteur de longueur de la parcelle. Par convention, il est égal à 1 lorsque $S = 9\%$ et $L = 22,1 \text{ m}$, avec :

$$S = 65,4 \sin^2 \theta + 4,56 \sin \theta + 0,0654$$

$$L = (\lambda / 22,12)^m$$

θ , l'inclinaison de pente est exprimée en % et non en degré. λ (en m) est la projection horizontale de la longueur de pente ; m un coefficient qui varie de 0,2 pour les pentes $< 1\%$ à 0,5 pour les pentes $> 5\%$.

C, le facteur correspondant à la gestion du couvert, est égal à 1 (sans unité) lorsque le sol est nu et tend vers 0 lorsque le sol est totalement couvert près de la surface. Il exprime ainsi le rapport de réduction de l'érosion assurée par le couvert sur celui mesuré sur le même sol nu. Il dépend donc du pourcentage de couvert qui intercepte les gouttes de pluie et dissipe une partie de son énergie cinétique, mais aussi du pourcentage de couvert directement à la surface du sol (végétation rampante, litière, résidus de récolte, éléments grossiers). D'une certaine manière, en

1. Disponible à l'adresse : esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/presentations_attachments/R-factor-developments_Final.pdf.

prenant en compte la réduction de l'énergie cinétique des pluies, le facteur C est antagoniste du facteur R. La valeur de C, et donc la gestion du couvert, détermine pour une bonne part les pertes en terres. Par exemple en Europe, les systèmes de culture fondés sur des rotations à maïs grain ($C = 0,47$) favorisent deux fois plus l'érosion hydrique que le blé et l'orge d'hiver, ($C = 0,24$ et $0,27$ [GAB 03]). Parmi les plantes pérennes, les forêts de Finlande et de Suède offrent une protection quasi totale du sol ($C = 9 \cdot 10^{-4}$). Les prairies ($C = 0,09$) limitent bien davantage l'érosion que les vergers ($C = 0,22$), et les oliveraies ($C = 0,23$), et que la vigne ($C = 0,35$) [PANA 15]. Ce facteur C permet de bien souligner l'importance des résidus de culture sur la réduction de l'érosion. Comme le montre l'exemple pour la canne à sucre [PAU 16] (figure 3.9), il suffit d'environ 40-50 % de couverture au niveau du sol (47% dans cet exemple) pour diviser par dix l'érosion mesurée sur sol nu.

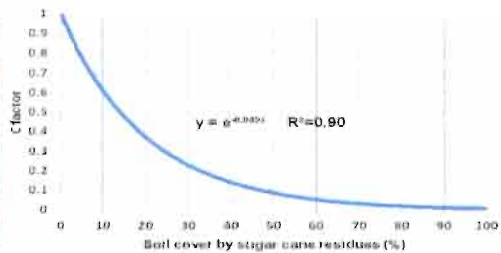


Figure 3.9. À gauche : résidus d'ananas couvrant l'interrang pour protéger le sol de l'érosion, Adiopodoumé, Côte d'Ivoire. À droite : coefficient de réduction des pertes en terres par rapport au sol nu (facteur C) en fonction du pourcentage de couvert par des résidus de canne à sucre au Brésil (adapté de [PAU 16], photo : C. Valentin).

P, un facteur qui exprime la réduction de l'érosion hydrique liée à des pratiques de conservation des sols qui limitent la vitesse de ruissellement et tend dès lors à s'opposer au facteur SL. Il est égal à 1 (sans unité) en absence de pratique anti-érosive. À l'échelle de la parcelle, les cultures en couloir avec des haies ($P = 0,025-0,05$ [PAN 95]) et les terrasses ($P = 0,05-0,18$) s'avèrent plus efficaces que les bandes enherbées ($P = 0,25-0,65$), les cultures en bandes alternées ($P = 0,30-0,68$), ou les cultures en courbes de niveau ($P = 0,60-0,90$) [ARA 08, GUM 11].

3.3.3. L'érosion concentrée (= érosion linéaire)

3.3.3.1. En surface : érosion en rigoles et ravines

Alors que la plupart des études se sont focalisées sur la parcelle, il est rare qu'au-delà le ruissellement reste uniforme. Il a tendance en effet à se concentrer dans les

dépressions du versant. Si la vitesse du ruissellement atteint un certain seuil, il détache des particules en incisant le sol. Cette vitesse est fréquemment évaluée en hydrologie selon la formule empirique de Manning, utilisée pour les écoulements à surface libre (par exemple [CHA 05a]) :

$$V = (1/n) S^{1/2} R^{2/3}$$

où V est la vitesse de ruissellement ($m\ s^{-1}$), n est le coefficient de rugosité de Manning (par exemple 0,075 pour un chenal très enherbé, par opposition à 0,010 pour du ciment lissé), S le gradient de pente ($m\ m^{-1}$) et R le rayon hydraulique, c'est-à-dire la surface de la section transversale de l'écoulement (m^2) divisée par le périmètre mouillé (m).

Comme cette vitesse dépend du volume de ruissellement, l'apparition de ces incisions est directement liée à la superficie et aux états de surface plus ou moins perméables du bassin versant et donc en grande partie de l'usage des sols ([CHA 05b, GRE 12, POE 03, VAL 05]). Dès lors, elles ne se forment pas que sur de fortes pentes (figure 3.10), mais aussi sur tous les sols qui tendent à s'encroûter : sols limoneux (figure 2.2), sols sableux pauvres en C organique (figures 2.4, 2.7).

Ces incisions correspondent à des rigoles, appelées également griffes d'érosion, et à des ravines. Il n'existe pas de différence de processus entre rigoles et ravines, la distinction entre les deux étant d'ordre agronomique : une rigole peut être effacée par le travail du sol, or la profondeur et l'efficacité de celui-ci dépend bien sûr des moyens utilisés, et donc des conditions économiques.



Figure 3.10. À gauche : érosion en rigole (R) dans un champ de riz pluvial en début de saison des pluies après la formation des croûtes superficielles (C), bassin versant de Houay Pano, nord du Laos. À droite : rigoles (R) et ravines (G) sur un versant long à forte pente, cultivé en monoculture de maïs en début de saison des pluies, bassin versant de Huay Ma Nai, nord de la Thaïlande (photos : O. Ribolzi, C. Valentin).

Pour les agriculteurs, le développement des ravines entraîne une perte de rendement des cultures et des terres disponibles. De plus, les ravines peuvent aussi amener à changer la distribution des champs : d'un damier permettant une alternance de couverts favorisant le piégeage des sédiments, à des champs plus longs dans le sens de la pente, ce qui ne fait qu'accélérer l'érosion linéaire [VAL 05]. Par ailleurs, les ravines favorisent la connectivité des versants avec les cours d'eau, ce qui entraîne :

- des pics de crues plus hauts atteints plus rapidement puisque le ruissellement en nappe des versants est rapidement concentré et évacué vers l'exutoire ;
- des pertes en terres plus élevées du fait de l'entraînement rapide par les ravines des particules détachées par le rejaillissement et par l'incision, sans possibilité de piégeage des sédiments par la mosaïque de couverts sur les versants et la végétation rivulaire. En termes de quantité, c'est l'érosion linéaire qui est souvent la principale source de sédiments mesurés à l'exutoire des bassins versants, ou dans les lacs ou retenues à l'aval [POE 03].

3 3 3 2 *Dans le sol : suffusion (ou suffosion, ou érosion en tunnel)*

Les mouvements d'eau dans le sol favorisent des tris entre particules fines et grossières. Les particules fines peuvent ainsi migrer verticalement (lessivage) ou/et latéralement (appauvrissement). À la faveur d'hétérogénéités du sol, les flux latéraux peuvent se concentrer sous forme de drains naturels qui, comme en surface, en fonction de la vitesse des flux, tendent à arracher des particules et les exporter. Il s'agit du processus de suffusion (ou suffosion, ou érosion en tunnel). Dans les digues et barrages en terre, ces renards hydrauliques peuvent provoquer la rupture des ouvrages [FRY 12]. Dans les sols, ces tunnels favorisent souvent l'affaissement de la surface, la concentration du ruissellement de surface et sa concentration en rigoles. Le toit de ces tunnels peut aussi s'écrouler, provoquant des effondrements alignés (figure 3.11). Dès lors, les sols sujets à la suffusion sont souvent le siège de ravines (figure 3.11, [GRE 12, VAL 05]).

3.3.4. Mouvements de masse

Le sol peut s'éroder par la surface (érosion en nappe) ou par incision (érosion linéaire), mais aussi en tout ou partie de l'ensemble de la masse, surtout lorsqu'il est humide ou saturé. Les géomorphologues distinguent de nombreux types de mouvements de masse, selon notamment leur vitesse [BLA 00]. Nous ne mentionnons ici que deux processus qui peuvent considérablement augmenter les pertes en terres à l'exutoire d'un bassin versant : les glissements de terrain et les effondrements de berge.



Figure 3.11. À gauche : érosion par suffosion (= érosion en tunnel) qui se manifeste ici par des effondrements discontinus (C) au-dessus d'un drain naturel (P). À droite : ces tunnels (P) favorisent la formation de mégaravines (G), liées aussi à une forte hétérogénéité des roches mères sédimentaires [GRE 12]. Bassin versant de Potshini, Kwazulu Natal, Afrique du Sud (photos : C. Valentin).

Lors d'un glissement de terrain, tout ou partie du sol et de ce qui le recouvre, et donc une bonne part de la zone critique, s'effondrent subitement le long du versant (figure 3.12). Les conséquences peuvent être catastrophiques, particulièrement lorsque les villes se sont construites sur de fortes pentes et que ces glissements de terrain donnent lieu à l'aval à des coulées de débris (qui contiennent un tiers de liquide, deux tiers de solide) très destructrices. Le déclenchement du glissement correspond à un seuil combinant plusieurs facteurs : une augmentation de la masse (du fait de fortes pluies, par exemple), sur une forte pente où existe une surface de glissement saturée d'eau, souvent entre deux horizons (B/C ou C/R), voire entre deux roches. Ils peuvent ainsi survenir sur fortes pentes tout aussi bien que sous forêt ou plantation d'arbres [KIM 17] – si la fixation par les racines est insuffisante pour ancrer solidement la végétation au sein de la roche mère. Ils peuvent être aussi favorisés par des séismes plus ou moins marqués [COX 10] et canaliser les écoulements superficiels, donnant ainsi lieu à des ravines, voire des mégaravines, comme le lavakas de Madagascar. Comme pour les séismes, les lieux et dates des prochains glissements ne sont guère prévisibles. En revanche, de nombreuses approches géophysiques, géodésiques, de télédétection spatiale et de modélisation permettent de dresser des cartes de risques [ALT 12] qui devraient être davantage prises en compte, notamment pour les permis de construire.



Figure 3.12. Glissements de terrain, surface de rupture (F) entre le sol et la roche mère, escarpement principal (S), escarpements secondaires (D), langue de glissement (T). À gauche : maïs, bassin versant de Huay Ma Nai, nord de la Thaïlande. À droite : jeunes tecks, bassin versant de Houay Pano, nord du Laos (photos : J.-L. Janeau, H. Robain).

Les effondrements de berge constituent également une source importante de sédiments. Ils résultent de l'érosion du pied des berges par les flux turbulents du cours d'eau, ou d'une saturation locale des berges qui s'écroulent après une inondation, ou du fait d'une zone de suintement liée à une exfiltration d'eau du sol (nappe perchée ou suffusion) [FOX 07]. Le piétinement du bétail qui vient s'abreuver au cours d'eau contribue également à cette forme d'érosion (et au risque de pollution fécale des eaux [ROC 16]), d'où la nécessité de protéger les berges, et de les consolider en évitant de défricher la végétation rivulaire. Dans les cas les plus problématiques, notamment en ville, il est souvent nécessaire d'avoir recours à une stabilisation des berges (enrochement, gabions, béton, géotextile mais aussi végétation), tout en laissant les sources s'écouler.

3.3.5. L'érosion aratoire

Sur pente, le travail du sol et, dans une moindre mesure, le piétinement par le bétail détachent et mobilisent des mottes et des agrégats qui, sous l'effet de la pesanteur, tendent à se déplacer vers l'aval plutôt que vers l'amont. Ces agrégats sont stoppés par des obstacles : plantes et bordures d'aval du champ. Il s'agit donc bien d'un processus d'érosion puisque les trois mécanismes sont présents : détachement, transport et dépôt. Pour la distinguer de l'érosion hydrique, cette forme d'érosion est parfois appelée érosion sèche, mais le plus souvent érosion aratoire (du latin *arare*, cultiver). Cette érosion qui augmente exponentiellement avec l'inclinaison de la pente peut atteindre, pour une pente de 60 %, $7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, même en travail manuel (figure 3.13) [DUP 09], ce qui dans les mêmes conditions

est du même ordre que les pertes en terre par érosion hydrique. En plus de la pente, cette forme d'érosion dépend aussi de la fréquence et de la profondeur de travail du sol [LOG 13]. À long terme, ses effets réduisent les reliefs, en arasant les zones convexes et en comblant les creux, ce qui est l'inverse de l'érosion hydrique qui les accentue du fait des incisions.



Figure 3.13. À gauche : érosion aratoire lors d'un sarclage manuel sur fortes pentes, bassin versant de Houay Pano, nord du Laos [DUP 09]. À droite : surface du sol plus claire dans les zones convexes – d'érosion (E) qu'à l'aval – zone de dépôt (D), reflétant l'effet de l'érosion aratoire (E) sur un sol travaillé depuis plus de deux millénaires, Mateur, nord de la Tunisie (photos : B. Dupin, C. Valentin).

3.3.6. L'érosion éolienne

L'érosion éolienne affecte aussi bien le climat (*via* l'extinction des rayonnements solaires et telluriques et la modification des propriétés des nuages par les poussières), les cycles géochimiques, que la qualité de l'air et la santé humaine (*via* l'irritation des voies respiratoires...). Comme l'érosion hydrique, elle assure des transferts de fertilité, souvent sur de très grandes distances depuis des zones sources généralement désertiques vers les océans et les sols.

Les processus d'érosion éolienne [MAR 14, SHA 08] impliquent des vents suffisamment érosifs pour mettre en mouvement les particules à la surface du sol et un sol érodible. Ce terme recouvre deux notions différentes :

- l'énergie du vent peut se transmettre à la surface du sol, donc que cette énergie ne soit pas totalement absorbée par des obstacles non érodibles, tels que des cailloux ou de la végétation ;
- il existe des particules libres, disponibles à la surface du sol pour être érodées.

Cette érodibilité du sol conduit à définir une vitesse-seuil d'érosion qui est la vitesse minimale du vent permettant de déplacer les particules de sol les plus mobiles.

Paradoxalement, ce ne sont pas les particules les plus petites qui sont les premières mises en mouvement. En effet, elles sont maintenues au sol par des forces de cohésion électrostatiques d'autant plus fortes que ces particules sont petites. De même, les plus grosses particules sont difficiles à déplacer en raison de leur poids. Schématiquement, seuls les grains de la taille intermédiaire des sables fins, entre environ 50 et 200 μm de diamètre, sont directement mis en mouvement à la surface des sols par le vent [SHA 08]. L'émission des particules fines comme le déplacement des plus gros grains nécessitent une énergie supérieure à celle directement transmise à la surface par le vent (figure 3.14). Celle-ci est fournie par l'énergie cinétique des grains de sable fins lorsqu'ils retombent à la surface du sol. Ces grains trop lourds pour être mis en suspension dans l'atmosphère se déplacent en effet à la surface du sol par bonds successifs selon des trajectoires balistiques. C'est ce qu'on appelle la saltation (du latin *saltare*, sauter). L'énergie cinétique fournie par la saltation contribue d'abord à auto-entretenir la saltation. Mais elle provoque aussi, comme l'énergie cinétique des gouttes de pluie, l'éclatement des agrégats et libère ainsi les plus fines particules du sol qui sont alors disponibles pour être transportées en suspension dans l'atmosphère. Ces poussières ainsi arrachées constituent ce que l'on appelle les aérosols terrigènes (diamètre < 20 μm). Ce processus de libération des plus fines particules est appelé *sandblasting* [GIL 77], terme qui n'a pas vraiment d'équivalent en français. Enfin, l'énergie fournie par les grains en saltation peut aussi entraîner le déplacement au sol par roulement ou reptation des particules les plus grossières (sable grossier et éléments grossiers). C'est ainsi que des graviers peuvent recouvrir des minidunes par simple translation à la surface du sol.

À ces processus correspondent différents dispositifs de mesure [ZOB 03]. La reptation est difficile à estimer car elle implique d'enterrer une partie des dispositifs, et surtout de maintenir la captation des particules exactement à la surface du sol alors que celle-ci est très souvent instable. Par ailleurs, il existe toujours un risque de confusion avec des particules apportées par ruissellement. Les sables en saltation peuvent être piégés et pesés par des dispositifs passifs simples dont les plus utilisés sont les BSNE [FRY 86] et les MWAC [WIL 80]. Les flux verticaux de dépôts d'aérosols peuvent aussi être mesurés avec des capteurs très simples consistant essentiellement en des récipients dont l'ouverture est dirigée vers le haut et dont la surface de collecte est connue. Cependant, il n'existe pas encore de capteurs standards normalisés. De fait, l'efficacité de ces capteurs semble varier considérablement selon leur *design* et les vitesses de vent [GOS 08], si bien que l'estimation absolue des dépôts secs de poussières reste une question non entièrement résolue. Les mesures des flux verticaux d'émission de poussières exigent en revanche des dispositifs sophistiqués que seuls maîtrisent quelques laboratoires au monde. Ces dispositifs sont fondés sur la méthode des gradients [GIL 72] et font appel à des mâts permettant la mesure des paramètres dynamiques à

l'aide de profils de vitesse de vent et de température associés à la collecte des poussières et/ou à la mesure de leur concentration à au moins deux niveaux (figure 3.15).

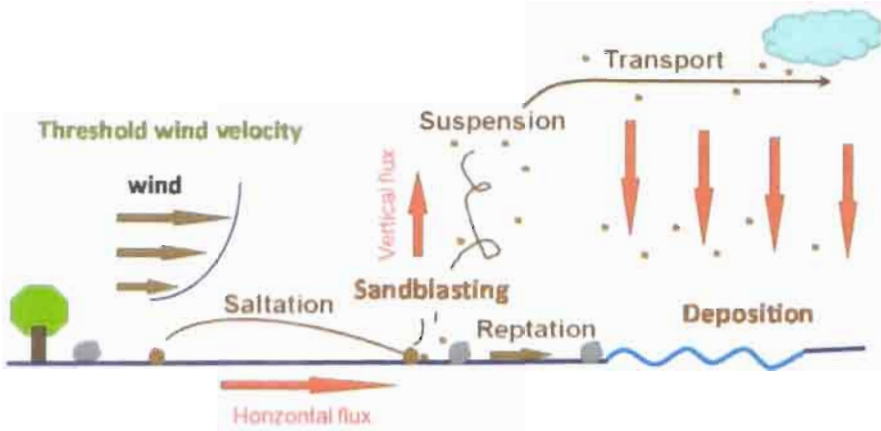


Figure 3.14. Processus d'érosion éolienne : la saltation des sables fins n'est déclenchée qu'au-delà d'une certaine vitesse-seuil de vent. En retombant au sol, ces sables provoquent : (i) l'émission des particules plus fines (sandblasting) qui sont ensuite transportées par suspension sur de grandes distances avant de retomber dans les océans ou sur d'autres continents ; (ii) la reptation ou le roulement de particules plus grossières à la surface du sol.

Une grande diversité de capteurs indirects placés au sol ou embarqués (avions, satellites) permettent de localiser les aérosols terrigènes. En fonction de leur fréquence d'acquisition et/ou de la surface que ces capteurs documentent, ils donnent de précieuses indications sur les sources et les trajets des poussières [MUH 14]. Les lidars aérosols [MON 12] ont l'avantage de fournir également la localisation des poussières en altitude dans la couche atmosphérique, ce qui constitue une contrainte extrêmement forte pour les modèles de transport. Si la plupart de ces instruments donnent des informations spectaculaires sur la répartition spatiale des aérosols, ils restent pour l'instant peu fiables d'un point de vue quantitatif. Il est donc particulièrement important de disposer de mesures directes et quantitatives, si possible sur le long terme, des concentrations et des flux de poussières dans les régions concernées par l'érosion éolienne. À ce titre, le système d'observation INDAAF (*International Network to study Deposition and Atmospheric composition in Africa*) est exceptionnel : initialement composé de trois stations (Niger, Mali, Sénégal) mises en place depuis 2006 en zone sahélienne associées

au réseau de photomètres AERONET² qui fournit, entre autres, le contenu intégré en aérosols de la colonne atmosphérique, il permet de mesurer, en plus des paramètres météorologiques, la concentration massique en aérosols terrigènes au pas de temps de 5 min et le flux de dépôt total au pas de temps de la semaine³ [MAR 10].



Figure 3.15. Dispositif de mesure des flux verticaux d'aérosols terrigènes par la méthode des gradients au cours d'une campagne de terrain au sud de la Tunisie en mars-avril 2017 (projet ANR WIND-O-V⁴). Noter le mât équipé de profils d'anémomètres à coupelles, d'anémomètres soniques 3D et de thermocouples pour mesurer les paramètres dynamiques et les échafaudages permettant de collecter les aérosols en fonction de leur taille à deux niveaux (photo de gauche) et permettant de mesurer en continu leur concentration par classe de taille et leur concentration massique, également à deux niveaux (photo de droite) (photos : IRD, J.L. Rajot).

Pour étudier finement les processus de l'érosion éolienne, il faut enfin citer les souffleries qui constituent pour l'érosion éolienne l'équivalent des simulateurs de pluie. Elles permettent de quantifier l'effet de certains facteurs en conditions contrôlées (en laboratoire) ou semi-contrôlées (sur le terrain).

3.4. L'érosion : une question d'échelle

3.4.1. Échelles d'espace

Une des plus grandes difficultés d'étude de l'érosion hydrique et éolienne réside dans la diversité des processus mis en jeu, chacun d'entre eux dépendant de l'échelle considérée. Pour cette raison, il est impératif de mentionner l'échelle à laquelle les mesures sont effectuées :

2. Disponible à l'adresse : <https://aeronet.gsfc.nasa.gov/>.
3. Disponible à l'adresse : www.lisa.u-pec.fr/SDT/.
4. Disponible à l'adresse : www6.inra.fr/anr-windov/.

- microparcelles (surface inférieure ou égale à 1 m²) ;
- parcelles « classiques » d'érosion (de longueur généralement supérieure à 10 m), microbassins versants (de l'ordre de l'hectare) ;
- petits (de l'ordre du km²) et grands bassins (plusieurs dizaines de milliers de km²).

Comme l'a montré une méta-analyse de 3 236 données [GAR 15], les deux échelles de mesure les plus fréquentes sont celles de 60 m², représentant les parcelles d'érosion (de 10 à 20 m de long) où l'ensemble des sédiments sont collectés, et celles des bassins d'environ 1 000 km² (où ne sont généralement prises en compte que les matières en suspension). Les différences de processus (voir paragraphes suivants) et de matériaux détachés (charriage de fond, matières en suspension (souvent désignées « MES ») font que si l'on exprimait les pertes en terres en une seule unité (Mg km⁻², soit 10 kg ha⁻¹), elles augmenteraient légèrement en moyenne depuis la parcelle d'1 m² (500 Mg km⁻²) jusqu'à la parcelle d'érosion (600 Mg km⁻²) pour diminuer ensuite régulièrement à 300 Mg km⁻² à l'échelle de l'hectare, 200 Mg km⁻² pour 1 km², 110 Mg km⁻² pour 1 000 km², 55 Mg km⁻² pour 10 000 km², 20 Mg km⁻² pour 100 000 km² [GAR 15]. Ces données ne constituent bien entendu que des moyennes qui ne reflètent pas la très grande dispersion des données. Il reste qu'elles illustrent bien qu'il n'est pas correct d'extrapoler les données acquises à une échelle à une autre, comme ont tendance encore à le faire trop d'études. Celles-ci se fondent sur :

- des modèles d'érosion hydrique qui ne prennent pas en compte l'érosion linéaire et les mouvements de masse ;
- des paramètres issus de l'imagerie satellitaire qui tendent à confondre couvert du sol et usage des sols.

Or, selon les pratiques culturales ou forestières, une même classe de couvert peut correspondre à des productions de sédiments très différentes. À cet égard, les plantations monospécifiques d'arbres qui peuvent générer une érosion importante [RIB 17] ne doivent pas être confondues avec des forêts multispécifiques et multistrates dans les cartes dressées à partir de télédétection spatiale.

3.4.2. *Échelles de temps*

3.4.2.1 *Durée de mesures*

Les processus d'érosion hydrique et éolienne obéissent à des effets de seuils, et ne sont donc pas linéaires, en grande partie du fait de l'importance des événements climatiques extrêmes (par exemple [BER 17]). Ainsi, la probabilité de mesurer les

effets de ces événements augmente avec le temps. La même méta-analyse [GAR 15], portant cette fois sur 3 053 données, illustre bien cette importance de la durée des mesures : les pertes par érosion hydrique augmentent en moyenne assez régulièrement de 120 Mg km⁻² après une année de mesures, à 600 Mg km⁻² pour une moyenne annuelle mesurée sur 25 ans, soit cinq fois plus. L'erreur standard de cette moyenne diminue régulièrement jusqu'à 20 ans. En d'autres termes, les moyennes de pertes en terre calculées pour des périodes plus courtes présentent de fortes incertitudes. Or, les travaux qui ont une durée supérieure à 20 ans restent exceptionnels.

3.4.2.2. *Érosion cumulée – les marqueurs isotopiques*

Les mesures de l'érosion nécessitent un équipement permanent et du personnel sur le terrain, ce qui est fort coûteux. Dès lors, à ces mesures directes se substituent de plus en plus souvent des méthodes indirectes qui ne demandent que prélèvements d'échantillons de sol et de sédiments. Il s'agit alors d'évaluer l'érosion et la sédimentation cumulées sur plusieurs années en différents points des bassins versants. Ces méthodes reposent sur la quantification de radio-éléments dans les sols et les sédiments. Les deux marqueurs les plus fréquemment utilisés sont le césium 137 et le plomb 210 en excès. Le ¹³⁷Cs résulte des essais thermonucléaires, démarrés en 1952 et arrêtés en 1964, et plus récemment des accidents des centrales nucléaires de Tchernobyl (1986) et de Fukushima (2011). Émis dans la stratosphère, le ¹³⁷Cs se dépose au sol avec les précipitations et se fixe fermement aux argiles. La principale difficulté est alors de trouver dans la zone d'étude un profil de sol de référence n'ayant subi ni érosion ni apport de sédiments pour quantifier les teneurs locales en ¹³⁷Cs. Avec une demi-vie de 30,17 ans, ce radio-isotope reste largement utilisé dans la mesure où ses teneurs demeurent détectables. Son utilisation reste toutefois sujette à caution pour les sols sableux qui, comme au Sahel, sont affectés à la fois par les soulèvements et par les dépôts de poussières. Il est toutefois de plus en plus couplé à des mesures de ²¹⁰Pb, isotope naturel (demi-vie 22,2 ans) [HUO 13]. Le béryllium 7 (⁷Be) est utilisé pour des études à plus court terme puisque sa demi-vie n'est que de 53,22 jours [EVR 16]. Pour l'évaluation des taux d'érosion sur les temps longs (> 10 000 ans), les nucléides de la chaîne de l'uranium ²³⁸U–²³⁴U–²³⁰Th–²²⁶Ra, souvent associés au ¹⁰Be [ACK 16], sont utilisés, plus rarement les isotopes du lithium [DEL 15]. Si ces mesures ne demandent que des travaux de terrain ponctuels, elles exigent en revanche des équipements de laboratoire coûteux et une grande expertise.

3.4.3. *Échelles d'espace*

3 4 3 1. *Origine des sédiments – les signatures de natures diverses*

Du fait notamment de l'importance croissante de la pollution des eaux de surface par les sédiments, de nombreuses études portent sur leur origine. Il s'agit de

déterminer les zones d'érosion pour mieux la combattre. Les sédiments proviennent-ils surtout de l'érosion en nappe, de l'érosion linéaire, des mouvements de masse, de leur remobilisation dans les cours d'eau, des zones rurales, industrielles, urbaines ? À cet effet, de très nombreuses approches ont été employées pour déterminer les « signatures » (les Anglo-Saxons parlent plutôt d'empreintes) de ces sédiments de différentes natures. L'accent est généralement mis davantage sur les matières en suspension que sur les sédiments de fond (appelés aussi de charriage) : couleur, minéralogie des argiles, éléments majeurs et traces, terres rares, propriétés magnétiques, géochimiques, isotopiques (^{137}Cs , ^{210}Pb , ^7Be , $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$), enzymatiques, biologiques (pollens), spectroscopiques infrarouges à transformées de Fourier... Un certain nombre de règles doivent être respectées [HAD 13]. Ces traceurs doivent être conservatifs, ne doivent pas se modifier au cours du temps, ou de manière prévisible, et doivent pouvoir être utilisés dans des équations de mélange [WAL 13]. Pour améliorer la discrimination entre un nombre élevé de sources, plusieurs traceurs doivent être utilisés simultanément.

3.4.3.2. *Les distances de transfert et les temps de résidence*

Une fois détachés par l'eau ou par le vent, les sédiments peuvent être transportés plus ou moins loin selon leur taille : les particules les plus grossières se déposent rapidement, souvent dans la parcelle même, alors que les particules les plus fines (argiles) et/ou les plus légères (fragments de litière, charbons de bois, etc.) peuvent être transportées en suspension et par flottaison sur de très longues distances [RUM 16]. Il reste toutefois difficile de prévoir le temps de résidence des sédiments au sein des bassins versants. Ici encore, les marqueurs isotopiques (^{137}Cs , ^{210}Pb , ^7Be) constituent un outil important ; ils permettent de distinguer les sédiments qui résultent d'une remobilisation de ceux qui sont liés à une érosion récente [HUO 17]. Ainsi, l'utilisation de modèles fondés sur des mesures isotopiques permet d'évaluer les temps de résidence qui peuvent varier selon la taille des sédiments, et bien sûr la taille du bassin considéré, de quelques dizaines de jours à quelques dizaines de milliers d'années [VOE 13].

3.4.4. *Transports particuliers et dissous*

Par ailleurs, une grande partie des travaux sur l'érosion accélérée porte sur les transports particuliers et non dissous. Or, ceux-ci peuvent représenter une part non négligeable des transferts. Par exemple, la phase réactive dissoute du phosphore représente 38 % des exportations de phosphore total ($19,4 \text{ kg km}^{-2}$) mesurées à l'exutoire d'un petit bassin versant agricole en Bretagne, le Kervidy-Naizin (5 km^2) [DUP 15].

Inversement, de nombreux travaux sur l'érosion géologique à partir des grands fleuves se concentrent sur les flux dissous, plus faciles à mesurer, négligeant les flux

particulaires. Une méta-analyse portant sur 175 fleuves tropicaux, dont 95 en Asie et Asie du Sud-Est [TIN 12], a évalué les exportations aux estuaires sous forme de carbone particulaire organique et inorganique à 34 % du carbone total exporté. Cette évaluation est cohérente avec la gamme de C organique dissous (« DOC – Dissolved Organic Carbon ») : 73 ± 21 % du C organique total exporté (« TOC – Total Organic Carbon »), obtenue à partir des données de 550 bassins répartis sur l'ensemble du globe [ALV 12].

3.4.5. Les poussières éoliennes

Selon les modèles globaux, les quantités de poussières émises par érosion éolienne des sols dépassent largement $1\,000\text{ Tg an}^{-1}$ et leur temps de résidence moyen en suspension dans l'atmosphère est inférieur à la semaine [TEG 14]. Ces poussières sont l'équivalent des sédiments fins produits par l'érosion hydrique et transportés en suspension dans les fleuves jusqu'à l'océan. Elles parcourent aussi des milliers de kilomètres. Selon l'ampleur de leur flux de dépôt, d'autant plus élevé que les sources sont proches [MAR 17], elles peuvent constituer des roches mères telles que les lœss mis en place pendant les périodes glaciaires, qui supportent les sols parmi les plus fertiles de la planète [PYE 95], ou seulement influencer plus ou moins fortement les propriétés des sols ou des écosystèmes [SIM 95]. L'un des exemples actuels les plus spectaculaires est l'influence du panache de poussières émises à partir du Sahara/Sahel qui contribue à fertiliser sur son trajet à la fois les sols sahéliens (figure 3.16), l'océan Atlantique et la forêt amazonienne, notamment par un apport de phosphore (7 à $39\text{ g ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$) du même ordre de grandeur que la quantité exportée du bassin dans les rivières [YU 15].

Les principales zones sources de poussières sont donc les zones désertiques pour lesquelles on ne peut pas à proprement parler de dégradation des sols. L'importance relative des émissions anthropiques, principalement à partir des sols cultivés ou pâturés en zones arides et semi-arides, est difficile à estimer et repose essentiellement sur la modélisation ou la télédétection [GIN 12]. C'est pourtant dans ces zones que se trouvent les principaux enjeux, en particulier de perte de fertilité, en liaison avec les pratiques culturales [ABD 11] et l'extension des surfaces cultivées. L'un des points particulièrement mal connus, faute de mesures, est la quantité de matière organique émise, nettement enrichie dans les sédiments éoliens du fait de sa faible densité, qui pourrait constituer une source d'incertitude majeure dans le cycle du carbone [WEB 12].

Pour juger de l'effet souvent positif des dépôts de poussières sur les sols distants des sources, il importe d'identifier les zones sources et de connaître la composition des poussières émises [MUH 14]. C'est d'autant plus complexe que les sources principales sont difficiles à échantillonner, car situées en zones désertiques peu accessibles.

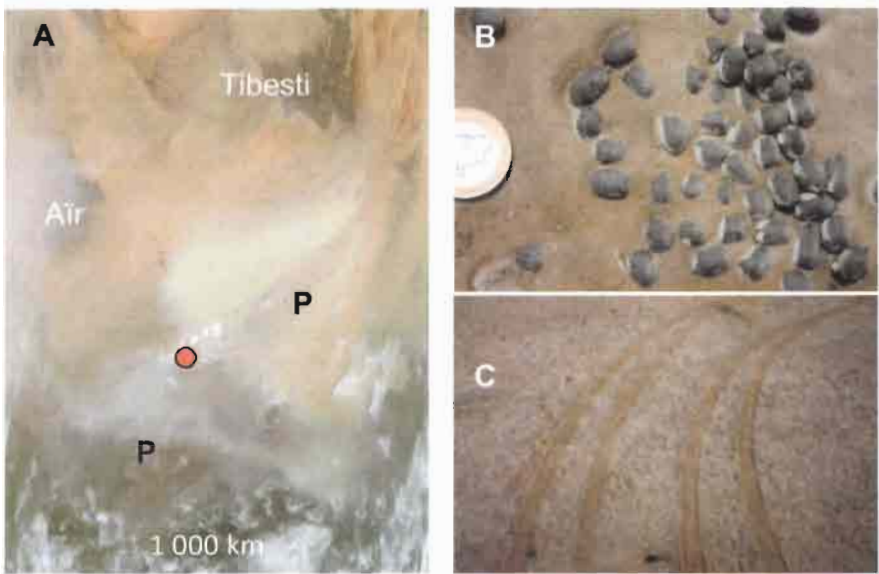


Figure 3.16. La dépression Bodélé au nord du lac Tchad est l'une des principales sources de poussières au monde [TOD 07]. A : image Terra Modis d'un panache de poussières issu de la dépression Bodélé (18/03/2010) – P panache de poussière, point rouge localisation des photos B et C. B : détail d'un dépôt de poussière blanche sur des crottes de chèvre dans la région de Gouré, située au sud-est du Niger, à plus de 800 km au sud-ouest de la zone source (22/03/2010). C : même région, dépôt homogène de poussière blanchâtre au sol dans une zone protégée par la végétation. Les traces de voiture, en perturbant la surface, permettent de découvrir la couleur normale de l'horizon superficiel du sol sableux (23/03/2010) (photo : J. L. Rajot).

3.5. Modélisation

La grande difficulté de la modélisation découle de la multiplicité des échelles et des processus qui doivent être à chaque fois bien précisés. À cela s'ajoute une variété d'approches : statistiques, à bases physiques, ou hybrides.

3.5.1. Approches statistiques

Pour l'érosion hydrique, le modèle le plus utilisé à l'échelle de la parcelle est l'équation universelle des pertes en terre (USLE) [WIS 78], qui a été présentée au paragraphe sur l'érosion en nappe. Malgré les mises en garde de Wischmeier [WIS 76], son principal auteur, et de nombreux autres chercheurs à sa suite, cette équation est souvent utilisée à des échelles plus larges que celles de l'échantillon

statistique originel (voir paragraphe 3.4.1). Cette équation a depuis été améliorée en prenant en compte l'évolution dans le temps de l'érodibilité du sol et proposant une nouvelle formulation du facteur topographique. Il s'agit de l'équation universelle révisée des pertes en terres (RUSLE). Dans sa deuxième version, l'échelle de temps est journalière. Ses paramètres aisément accessibles permettent ainsi une évaluation de l'érosion hydrique⁵.

La modélisation de l'érosion éolienne a suivi la même évolution, depuis une équation assez analogue à l'USLE [WOO 65]. Ces approches permettent de dresser des cartes de risques d'érosion éolienne (par exemple pour l'Europe [BOR 16]). L'équation statistique d'origine [WOO 65] a été révisée par la suite pour pouvoir être appliquée à l'échelle de l'événement [FRY 01].

3.5.2. *Modèles à bases physiques*

Pour mieux tenir compte des processus à l'échelle du versant ou du bassin versant, de très nombreux modèles à bases physiques ont été proposés : EUROSEM en Europe [MOR 98], GUEST en Australie et dans le sud-est asiatique [YU 99], KINEROS⁶ [SMI 95] et WEPP aux États-Unis⁷ [FLA 07]. Toutefois, leur usage se trouve souvent entravé par un grand nombre de paramètres difficiles à acquérir, et donc souvent mal évalués, voire utilisés comme variables d'ajustement pour obtenir une calibration correcte du modèle. La comparaison des modèles sur différents bassins versants montre que, hors calibration qui exige une phase souvent longue de mesures, il reste hasardeux d'utiliser ces modèles pour prédire les pertes en terres à l'échelle d'un bassin versant non équipé [JET 99].

Comme pour l'érosion hydrique, plusieurs modèles d'érosion éolienne à bases physiques ont été développés, par exemple WEPS, qui comprend de très nombreux paramètres⁸ [WAG 13], et présente les mêmes travers que les modèles d'érosion hydrique du même type. Depuis plus de 20 ans, des efforts de modélisation ont toutefois été faits qui permettent, d'une part de proposer une description de plus en plus détaillée des processus [SHA 08] et, d'autre part, de proposer des versions simples prenant en compte un nombre restreint de paramètres d'entrée, si possible

5. Disponible à l'adresse : fargo.nserl.purdue.edu/rusle2_dataweb/About_RUSLE2_Technology.htm.

6. Disponible à l'adresse : www.tucson.ars.ag.gov/kineros/.

7. Disponible à l'adresse : www.ars.usda.gov/midwest-area/west-lafayette-in/national-soil-erosion-research/docs/wepp/research.

8. Disponible à l'adresse : www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/national/technical/tools/weps.

dérivables des observations satellites, utilisables de l'échelle locale à l'échelle globale et qui peuvent donc être intégrés, par exemple, dans les modèles climatiques globaux [MAR 14].

3.5.3. *Modèles hybrides*

Des modèles hybrides associent la connaissance des processus et des approches statistiques. Ainsi, des systèmes experts permettent de prévoir le ruissellement à partir des états de surface (voir chapitre précédent) et l'érosion en se fondant sur l'état d'encroûtement de la surface, la rugosité et d'autres classes de paramètres simples à obtenir sur le terrain [CER 02] ou par télédétection [KIN 05], permettant ainsi une évaluation des risques d'érosion hydrique à l'échelle d'un pays comme la France [LEB 02].

3.6. Principes de conservation des sols

De la connaissance des processus et des facteurs d'érosion découlent les principes de conservation des sols. Ceux-ci se déclinent selon deux grandes échelles : le champ et le bassin versant.

3.6.1. *À l'échelle du champ : limiter le détachement*

3 6 1 1 *Accroître la stabilité structurale : amender le sol*

L'objectif est de réduire l'érodibilité du sol (K) en augmentant sa résistance à la désagrégation, et donc en augmentant sa stabilité structurale (voir chapitre précédent). Cela passe généralement par l'augmentation de sa teneur en carbone organique : apport de fumier, de boues d'épuration (avec des risques de pollutions, voir chapitres 6 et 7), de compost, et d'une manière générale de produits résiduels organiques (voir chapitre 9). Le chaulage, c'est-à-dire l'apport d'amendements calciques ou calco-magnésiens, tend également à améliorer la résistance des sols à l'encroûtement, et donc au ruissellement et à l'érosion [AND 07b].

3.6.1.2. *Réduire l'énergie cinétique reçue : maintenir un couvert en surface*

Comme déjà indiqué dans le chapitre précédent (paragraphe 2.3.4), c'est la végétation la plus proche du sol qui le protège le mieux de l'impact des gouttes. À cet égard, les résidus de culture peuvent s'avérer très efficaces (figure 3.9 ; voir paragraphe plus haut sur le facteur C). Si un couvert arboré est dépourvu de sous-bois, il n'aura pas d'effet protecteur et pourra même augmenter les risques d'érosion

[RIB 17] en favorisant l'augmentation de la taille médiane des gouttes qui auront traversé son couvert.

Des sols moins sensibles à l'encroûtement superficiel, plus motteux, offriront également une meilleure résistance à l'érosion éolienne.

3.6.1.3. Réduire la vitesse de ruissellement : diminuer la pente et la longueur des parcelles

Il importe de contrôler la vitesse de ruissellement pour limiter les risques d'apparition de rigoles et de ravines. Depuis au moins l'âge du bronze, les paysans ont cherché à réduire l'inclinaison de pente (facteur S) par la construction de terrasses [WEI 16] ou de banquettes (si elles sont dotées d'un bourrelet de terre). C'est surtout dans des conditions de densité importante de populations – et donc de main-d'œuvre abondante – que les terrasses ont été construites pour lutter contre l'érosion : Asie, pays méditerranéens, Andes (figure 3.17). Elles requièrent en effet non seulement un effort considérable de construction, qu'elle soit manuelle ou mécanique, mais aussi un entretien constant. Leur abandon, consécutif à l'exode rural dans le sud de l'Europe, entraîne ainsi une érosion en ravines très marquée. La vitesse de ruissellement peut aussi être réduite par des cordons pierreux installés perpendiculairement à la pente [ZOU 14].

En s'accompagnant d'un accroissement de la taille des parcelles, la mécanisation du travail du sol a augmenté les risques d'érosion. En effet, plus un champ sera grand, plus seront élevées les vitesses du vent au sol et du ruissellement, et donc les risques d'érosion éolienne [GIL 96] et par ravines [VAL 05]. Des parcelles de taille limitée tendent, de plus, à réduire l'érosion aratoire [VAN 00].



Figure 3.17. Exemple de plusieurs pratiques simultanées de conservation des sols : terrasses, petites parcelles, cultures alternées dans l'espace et dans le temps (rotations), agroforesterie et arbres brise-vent, Isla del Sol, lac Titicaca, Bolivie (photo : C. Valentin).

3.6.1.4. Réduire la vitesse du vent : accroître la rugosité superficielle

Comme l'a montré plus haut l'étude des processus d'érosion éolienne, ce n'est qu'à partir d'un seuil de vitesse de vent que les grains de l'ordre de 100 μm de diamètre commencent à être érodés. La réduction de la vitesse du vent au sol permet ainsi de limiter les risques d'érosion éolienne. L'une des pratiques les plus courantes consiste à planter des haies brise-vent ou toute autre forme d'obstacles comme de petites palissades en paille tressée (figure 3.18) [WAN 15].

Toutefois, comme pour l'érosion hydrique, c'est encore plus la présence d'un couvert à la surface du sol qui s'avère le plus efficace [ABD 11]. Ainsi, les pâturages du Sahel présentent une bien plus faible érosion éolienne que le Sahara ou même que les champs cultivés du sud du Sahel [PIE 15]. L'effet positif des résidus de récolte sur la protection du sol est encore plus marqué que pour l'érosion hydrique (voir figure 3.9) puisque 2 % de couvert de tiges de mil au sol, soit environ 100 kg ha^{-1} , diminuent significativement l'érosion éolienne par rapport à un sol nu [ABD 11].



Figure 3.18. Méthodes de lutte contre l'érosion éolienne pour protéger la route qui traverse les 446 km de dunes vives du désert du Taklamakan, Xinjiang, Chine : une bande de quadrillages de paille de roseau (C), large d'environ 50 m, précède au moins 6 lignes des haies vives (H) irriguées à partir de la nappe et composées de plusieurs espèces adaptées aux conditions désertiques et à l'eau salée [CHE 15] (photos : C. Valentin).

3.6.1.5. Éviter l'émiettement du sol : réduire le travail du sol et le piétinement par le bétail

Toute forme de fractionnement du sol favorise son érosion. Il est ainsi préférable d'éviter tout travail du sol sur fortes pentes pour éviter l'érosion aratoire. De plus, la préparation des cultures s'accompagne souvent de la production d'agrégats de petite taille, plus sujets à l'encroûtement superficiel que des mottes plus grosses (voir chapitre précédent). Sur les sols sableux, les croûtes superficielles qui se

développent après le travail du sol ne permettent pas de diminuer l'érosion éolienne [RAJ 03]. Le travail du sol, qu'il soit manuel ou mécanique, ainsi que le piétinement par le bétail tendent, en conditions sèches, à fractionner le sol [HIE 99] et à favoriser dès lors le soulèvement de poussières en périodes venteuses.

C'est ainsi que se sont développées, notamment après la grande crise d'érosion éolienne aux États-Unis au milieu des années 1930 (*dust bowl*), des pratiques agricoles moins fondées sur le travail du sol. En particulier l'agriculture de conservation qui, malgré de très nombreuses variantes, repose sur trois grands principes [FRI 12] :

- un semis direct et un travail du sol très réduit ;
- une couverture permanente du sol, notamment par les résidus de culture ;
- des rotations dans l'espace et le temps incluant des légumineuses.

Ces principes combinent ainsi ceux évoqués plus haut et permettent une réduction significative des pertes en terres. Toutefois, un système de culture ne peut pas être évalué uniquement selon le seul critère de la conservation des sols. Plusieurs critiques ont ainsi été émises, notamment sur la difficulté d'adoption de ce type de pratique par l'agriculture familiale en Afrique [GIL 09]. Il est en effet nécessaire de disposer d'outils spécialisés pour semer à travers un mulch, et d'avoir recours à des herbicides de synthèse dont la non-nocivité pour l'homme et l'environnement est mise en cause. De plus, le meilleur stockage du carbone dans les sols est davantage dû à l'apport de matière organique qu'au non-travail du sol [DER 10, VIR 12].

3.6.2. À l'échelle des bassins versants : ralentir le ruissellement et favoriser les dépôts

À l'échelle des bassins versants, il est nécessaire de prendre en compte l'ensemble des processus érosifs. Les mesures de conservation des sols doivent porter en priorité sur la protection des zones amont, susceptibles de générer du ruissellement en appliquant les principes précédents (voir paragraphe 3.6.1). Une mosaïque paysagère comprenant des parcelles forestières ou enherbées permet de réduire la vitesse du ruissellement (voir paragraphe 3.6.1.3) et de piéger des sédiments sur les versants [GUM 11, VAL 99]. Une fois les rigoles ou les ravines installées, il importe d'installer des obstacles susceptibles de retenir les sédiments : fascines, rondins (figure 3.19), gabions, voire des murettes plus ou moins importantes, en commençant par l'aval, à partir d'un seuil (affleurement rocheux) puisque cette forme d'érosion est régressive, c'est-à-dire qu'elle progresse de l'aval vers l'amont.



Figure 3.19. Méthodes de lutte contre l'érosion concentrée. À gauche : une succession de fascines (F) retient des sédiments d'une rigole (R), parc Zamok, Lviv, Ukraine. À droite : des rondins (L) ont été installés en travers d'une petite ravine (G) formée à partir d'un sentier dans la hêtraie, Chojnik, Pologne (photos : C. Valentin).

La connectivité hydrologique doit être contrariée en multipliant les obstacles à l'écoulement le long des courbes de niveau : talus, haies, fossés d'infiltration.

Pour les mouvements de masse (voir paragraphe 3.3.4), la priorité doit être accordée à la cartographie des zones à risques et à sa prévention, en évitant notamment d'y construire. Dans les zones de fortes pentes où des glissements de terrain ne se sont pas encore produits, certains indices peuvent signaler ces risques : petit décrochement de terrain, lézardes dans les murs. La plantation d'arbres à racine pivotante profonde permet en principe de mieux stabiliser les versants. La construction de terrasses peut aussi constituer une méthode efficace, tout comme le rabattement de la nappe, qui réduit l'humidité des sols et donc leur masse. Les interventions peuvent donc concerner plusieurs éléments de la zone critique depuis la végétation jusqu'aux nappes.

3.7. Densité de population, contextes économiques et politiques publiques

Il existe une assez bonne correspondance au niveau mondial entre faible densité de population, développement économique et conservation des sols [ALM 15]. L'île d'Hispaniola, divisée en deux États : Haïti et République dominicaine, illustre cette relation, en manifestant de part et d'autre de la frontière un très fort contraste d'érosion [WIL 01]. En Haïti, avec une densité très forte en zone rurale (885 hab. km⁻² de terres arables) associée à un produit national brut (PNB) par habitant de 730 US \$, les sols sont très sévèrement érodés. En République dominicaine, une densité quatre fois plus faible (221 hab. km⁻² de terres arables), un PNB par habitant

près de dix fois supérieur (6 910 US \$), ainsi qu'une politique de conservation de l'environnement et de développement de parcs nationaux, ont permis le développement d'aires protégées sur près du tiers du territoire [WIL 01].

Cette règle souffre toutefois de très nombreuses exceptions. Par exemple, dans les monts Mandara, au nord du Cameroun, malgré une densité de population de 200 hab. km⁻², les communautés ont acquis une forte maîtrise de la construction et de l'entretien de terrasses et de gestion des fumures organiques. Il en est de même sur l'île de Java en Indonésie où les populations rurales peuvent dépasser 600 hab. km⁻². Elles ont adopté des mesures anti-érosives fondées notamment sur l'utilisation des déchets organiques (fumiers, composts, etc.). Ce ne sont donc pas toujours les communautés les plus pauvres qui dégradent le plus les sols. Parmi cinq bassins versants agricoles d'Asie du Sud-Est, c'est celui de Thaïlande qui présente les pertes en terres les plus fortes, avec le moins de pluies et où les paysans disposent des revenus les plus élevés [VAL 08].

En l'absence de réglementation sur la protection des sols en Europe, c'est la directive-cadre sur l'eau qui favorise indirectement des pratiques de conservation des sols. En vue de réduire les teneurs en nitrates dans les nappes, certaines des règles qui doivent être respectées dans les zones définies comme vulnérables contribuent, en effet, à la lutte anti-érosive. À l'échelle des parcelles, il est ainsi désormais obligatoire dans ces zones d'installer une couverture des sols pour limiter les fuites d'azote pendant les périodes pluvieuses. Il s'agit le plus souvent de cultures intermédiaires, pièges à nitrates, souvent désignées en France par leur acronyme CIPAN, comme la moutarde blanche ou la luzerne, à croissance rapide qui peuvent ensuite servir d'engrais verts. À l'échelle des bassins versants, des bandes végétalisées, d'au moins 5 ou 10 m de large selon les régions, doivent désormais être implantées le long des cours d'eau, ce qui permet de retenir une partie des sédiments.

Certaines politiques publiques de conservation des sols peuvent toutefois avoir l'effet inverse de celui escompté. Ainsi, la volonté de préserver la forêt au Laos et de réduire, dans chaque village, les surfaces accessibles à la mise en culture a entraîné une très forte augmentation locale de la densité de population, entraînant une réduction, voire une disparition de la période de jachère, et une forte augmentation de l'érosion [LES 12, VAL 08]. De même, une politique publique d'incitation à la plantation de tecks, non accompagnée de la formation des agriculteurs aux pratiques forestières (maintien du sous-bois, maîtrise du feu, densité adaptée, éclaircissement raisonné) a provoqué une forte augmentation de l'érosion en comparaison de la culture du riz pluvial [RIB 17].

Le volume de la même série *Les sols au cœur de la zone critique : enjeux de société* développe les questions de politiques publiques concernant les sols et leur protection.

3.8. Conclusions

L'érosion des sols résulte de nombreux facteurs et processus qu'il importe de prendre en compte à différentes échelles d'espace et de temps. Seule l'identification de ces facteurs et processus multiples permet de concevoir des stratégies de conservation des sols. Dès lors, celles-ci ne peuvent que très rarement se fonder sur une approche unique.

Bien que les différents processus érosifs présentent de très nombreux points communs (détachement, transport, dépôt) et des questions analogues (origine des sédiments, distance des transferts, temps de résidence, etc.), ils exigent des méthodes d'étude, des compétences et des approches de modélisation diversifiées.

L'érosion accélérée constitue une des causes majeures de dégradation des sols, mais aussi la conséquence d'autres formes de dégradation de l'environnement : déforestation, réduction des teneurs en matières organiques des sols, tassement par les engins agricoles et forestiers sous l'effet de changement d'usage des sols, augmentation de la fréquence des événements extrêmes sous l'effet du dérèglement climatique.

Elle constitue également un symptôme de dysfonctionnement des pratiques culturelles, pastorales, forestières, minières et de travaux publics. Ce symptôme doit alerter les différents acteurs en vue de poser un diagnostic plus général sur la durabilité de leurs systèmes de gestion de l'environnement. Ces acteurs doivent être partie prenante de la définition des stratégies de conservation des sols. De nombreux échecs résultent en effet de la non prise en compte de leurs objectifs et contraintes. De même, ces stratégies doivent être incluses dans des politiques plus larges. Au demeurant, ce sont souvent des politiques ayant trait à la protection d'autres composantes de la zone critique : eau, couvert forestier, qui ont des conséquences positives sur la conservation des sols. L'initiative internationale 4 pour mille qui vise à accroître le stockage du carbone atmosphérique dans les sols pour lutter contre les dérèglements climatiques devrait favoriser la conservation des sols puisque les pratiques préconisées (couvert du sol, haies, prairies, rotations, etc.) sont identiques à celles exposées plus haut.

Comme le montrent de nombreux succès tels que la forte réduction des teneurs en sédiments dans le Mississippi suite aux changements des pratiques culturelles,

l'érosion accélérée n'est pas une fatalité dès lors qu'il existe une volonté et des moyens de la réduire.

QUESTIONS DE RECHERCHE.

1. Quelles sont les origines et les causes (facteurs et processus) de la production des sédiments à l'exutoire des bassins versants et des poussières ?
2. Comment mieux contraindre les modèles d'érosion à l'aide d'indicateurs ou de marqueurs relativement simples ?
3. Quelles sont les conséquences de l'érosion sur la qualité des sols, de l'eau et de l'air, et sur la santé humaine et animale ?

RECOMMANDATIONS.

1. Toujours préciser l'échelle de mesure lors de l'utilisation de données sur l'érosion ainsi que la nature de l'érosion considérée (particulaire, dissoute).
2. Combiner plusieurs principes de conservation des sols fondés sur l'identification des processus et des facteurs dominants dans un contexte donné plutôt qu'appliquer une recette « universelle ».
3. Associer les différents acteurs (gestionnaires des sols, pouvoirs publics, etc.) dans la définition de stratégies anti-érosives qui doivent être raisonnées à plusieurs échelles (au moins parcelles et bassin versant) dans le contexte de politiques publiques.

3.9. Bibliographie

- [ABD 11] ABDOURHAMANE TOURE A., RAJOT J.L., GARBA Z., *et al.*, « Impact of very low crop residues cover on wind erosion in the Sahel », *Catena*, n° 85, p. 205-214, 2011.
- [ACK 16] ACKERER J., CHABAUX F., VAN DER WOERD J., *et al.*, « Regolith evolution on the millennial timescale from combined U–Th–Ra isotopes and in situ cosmogenic ¹⁰Be analysis in a weathering profile (Strengbach catchment, France) », *Earth and Planetary Science Letters*, n° 453, p. 33-43, 2016.
- [ALM 15] AL-MULALI U., WENG-WAI C., SHEAU-TING, L., *et al.*, « Investigating the environmental Kuznets curve (EKC) hypothesis by utilizing the ecological footprint as an indicator of environmental degradation », *Ecological Indicators*, n° 48, p. 315-323, 2015.

- [ALT 12] ALTHUWAYNEE O.F., PRADHAN B., LEE S., « Application of an evidential belief function model in landslide susceptibility mapping », *Computers & Geosciences*, n° 44, p. 120-135, 2012.
- [ALV 12] ALVAREZ-COBELAS M., ANGELER D.G., SÁNCHEZ-CARRILLO S., *et al.*, « A worldwide view of organic carbon export from catchments », *Biogeochemistry*, vol. 107, n° 1-3, p. 275-293, 2012.
- [AND 07] ANDRY H., YAMAMOTO T., INOUE M., « Effectiveness of hydrated lime and artificial zeolite amendments and sedum (*Sedum sediforme*) plant cover in controlling soil erosion from an acid soil », *Soil Research*, vol. 45, n° 4, p. 266-279, 2007.
- [ANDE 07] ANDERSON S.P., VON BLANCKENBURG F., WHITE A.F., « Physical and chemical controls on the critical zone », *Elements*, vol. 3, n° 5, p. 315-319, 2007.
- [ANN 16] ANNANDALE G.W., GREGORY L.M., KARKI P., *Extending the Life of Reservoirs*, World Bank Publications, Washington, D.C., 2016.
- [ARA 08] ARABI M., FRANKENBERGER J.R., ENGEL B.A., *et al.*, « Representation of agricultural conservation practices with SWAT », *Hydrological Processes*, vol. 22, n° 16, p. 3 042-3 055, 2008.
- [BER 17] BERGAMETTI G., MARTICORENA B., RAJOT J.L., *et al.*, « Dust uplift potential in Central Sahel : an analysis based on 10 years of meteorological measurements at high temporal resolution », *Journal of Geophysical Research*, n° 122, 2017.
- [BLA 00] BLASCHKE P.M., TRUSTRUM N.A., HICKS D.L., « Impacts of mass movement erosion on land productivity : a review », *Progress in Physical Geography*, vol. 24, n° 1, p. 21-52, 2000.
- [BOR 16] BORRELLI P., PANAGOS P., BALLABIO C., *et al.*, « Towards a Pan-European Assessment of Land Susceptibility to Wind Erosion », *Land Degradation & Development*, vol. 27, n° 4, p. 1 093-1 105, 2016.
- [CER 02] CERDAN O., SOUCHÈRE V., LECOMTE V., *et al.*, « Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model : Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management », *Catena*, vol. 46, n° 2, p. 189-205, 2002.
- [CHA 05a] CHAPLOT V., GIBOIRE G., MARCHAND P., *et al.*, « Dynamic modelling for linear erosion initiation and development under climate and land-use changes in northern Laos », *Catena*, vol. 63, n° 2, p. 318-328, 2005.
- [CHA 05b] CHAPLOT V., LE BROZEC E.C., SILVERA N., *et al.*, « Spatial and temporal assessment of linear erosion in catchments under sloping lands of northern Laos », *Catena*, vol. 63, n° 2, p. 167-184, 2005.

- [CHA 15] CHAPPELL A., BALDOCK J., SANDERMAN J., « The global significance of omitting soil erosion from soil organic carbon cycling schemes », *Nature Climate Change*, n° 6, p. 187-191, 2015.
- [CHA 93] CHAPERON P., DANLOUX J., FERRY L., *Fleuves et rivières de Madagascar*, ORSTOM, Paris, disponible à l'adresse : http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_7/b_fdi_03_03/37307.pdf, 1993.
- [CHE 15] CHENG H., HE J., XU X., *et al.*, « Blown sand motion within the sand-control system in the southern section of the Taklimakan Desert Highway », *Journal of Arid Land*, vol. 7, n° 5, p. 599-611, 2015.
- [COL 84] COLLINET J., VALENTIN C., « Evaluation of factors influencing water erosion in West Africa using rainfall simulation », dans *Challenges in African Hydrology and Water Resources*, p. 451-461, IAHS Press, Wallingford, 1984.
- [COX 10] COX R., ZENTNER D.B., RAKOTONDRAZAFY A.F.M., *et al.*, « Shakedown in Madagascar: Occurrence of lavakas (erosional gullies) associated with seismic activity », *Geology*, vol. 38, n° 2, p. 179-182, 2010.
- [DEL 15] DELLINGER M., BOUCHEZ J., GAILLARDET J., *et al.*, « Testing the steady state assumption for the Earth's surface denudation using Li Isotopes in the Amazon Basin », *Procedia Earth and Planetary Science*, n° 13, p. 162-168, 2015.
- [DEN 03] DEN BIGGELAAR C., LAL R., WIEBE K., *et al.*, « The global impact of soil erosion on productivity: I: Absolute and relative erosion-induced yield losses », *Advances in Agronomy*, n° 81, p. 1-48, 2003.
- [DER 10] DE ROUW A., HUON S., SOULILEUTH B., *et al.*, « Possibilities of carbon and nitrogen sequestration under conventional tillage and no-till cover crop farming (Mekong valley, Laos) », *Agriculture, ecosystems & environment*, vol. 136, n° 1, p. 148-161, 2010.
- [DIA 05] DIAMOND J., *Collapse: How societies choose to fail or succeed*, Viking Penguin, Londres, 2005.
- [DUP 09] DUPIN B., DE ROUW A., PHANTAHVONG K.B., *et al.*, « Assessment of tillage erosion rates on steep slopes in northern Laos », *Soil and Tillage Research*, vol. 103, n° 1, p. 119-126, 2009.
- [DUP 15] DUPAS R., GASCUEL-ODOUX C., GILLIET N., *et al.*, « Distinct export dynamics for dissolved and particulate phosphorus reveal independent transport mechanisms in an arable headwater catchment », *Hydrological Processes*, n° 29, p. 3 162-3 178, 2015.
- [EVR 16] EVRARD O., LACEBY J.P., HUON S., *et al.*, « Combining multiple fallout radionuclides (^{137}Cs , ^7Be , $^{210}\text{Pbxs}$) to investigate temporal sediment source dynamics in tropical, ephemeral riverine systems », *Journal of soils and sediments*, vol. 16, n° 3, p. 1 130-1 144, 2016.

- [FAO 15] FAO, Status of the World's Soil Resources, rapport principal, Rome, disponible à l'adresse : <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>, 2015.
- [FLA 07] FLANAGAN D.C., GILLEY J.E., FRANTI T.G., « Water Erosion Prediction Project (WEPP): Development history, model capabilities, and future enhancements », *Transactions of the ASABE*, vol. 50, n° 5, p. 1603-1612, 2007.
- [FOU 14] FOUCHER A., SALVADOR-BLANES S., EVRARD O., *et al.*, « Increase in soil erosion after agricultural intensification : evidence from a lowland basin in France », *Anthropocene*, n° 7, p. 30-41, 2014.
- [FOX 07] FOX G.A., WILSON G.V., SIMON A., *et al.*, « Measuring streambank erosion due to ground water seepage : correlation to bank pore water pressure, precipitation and stream stage », *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 32, n° 10, p. 1 558-1 573, 2007.
- [FRI 12] FRIEDRICH T., DERPSCH R., KASSAM A., « Overview of the global spread of conservation agriculture », *Field Actions Science Reports*, n° special 6, disponible à l'adresse : <http://factsreports.revues.org/1941>, 2012.
- [FRO 16] FROELICHER L., SCHWARTZ D., ERTLEN D., *et al.*, « Hedges, colluvium and lynchets along a reference toposequence (Habsheim, Alsace, France) : history of erosion in a lèss area », *Quaternaire. Revue de l'Association française pour l'étude du Quaternaire*, vol. 27, n° 2, p. 173-185, 2016.
- [FRY 01] FRYREAR D.W., CHEN W.N., LESTER C., « Revised wind erosion equation », *Annals of Arid Zone*, vol. 40, n° 3, p. 265-279, 2001.
- [FRY 12] FRY J.J., VOGEL A., ROYET P., *et al.*, « Dam failures by erosion : lessons from ERINOH data bases », *ICSE6 Paris*, p. 273-280, 27-31 août 2012.
- [FRY 86] FRYREAR D.W., « A field dust sampler », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 41, n° 2, p. 117-120, 1986.
- [GAB 03] GABRIELS D., GHEKIERE G., SCHIETTECATE W., *et al.*, « Assessment of USLE cover-management C-factors for 40 crop rotation systems on arable farms in the Kemmelbeek watershed, Belgium », *Soil and Tillage Research*, vol. 74, n° 1, p. 47-53, 2003.
- [GAR 15] GARCÍA-RUIZ J.M., BEGUERÍA S., NADAL-ROMERO E., *et al.*, « Meta-analysis of soil erosion rates across the world », *Geomorphology*, n° 239, p. 160-173, 2015.
- [GIL 09] GILLER K.E., WITTER E., CORBEELS M., *et al.*, « Conservation agriculture and smallholder farming in Africa : the heretics' view », *Field crops research*, vol. 114, n° 1, p. 23-34, 2009.
- [GIL 72] GILLETTE D.A., BLIFFORD JR I.H., FENSTER C.R., « Measurements of aerosol size distributions and vertical fluxes of aerosols on land subject to wind erosion », *Journal of Applied Meteorology*, vol. 11, n° 6, p. 977-987, 1972.

- [GIL 77] GILLETTE D.A., « Fine particulate emissions due to wind erosion », *Transactions of the ASAE*, vol. 20, n° 5, p. 890-897, 1977.
- [GIL 96] GILLETTE D.A., HERBERT G., STOCKTON P.H., *et al.*, « Causes of the fetch effect in wind erosion », *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 21, n° 7, p. 641-659, 1996.
- [GIN 12] GINOUX P., PROSPERO J.M., GILL T.E., *et al.*, « Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products », *Reviews of Geophysics*, vol. 50, n° 3, 2012.
- [GOS 08] GOOSSENS D., RAJOT J.L., « Techniques to measure the dry aeolian deposition of dust in arid and semi-arid landscapes : a comparative study in West Niger », *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 33, n° 2, p. 178-195, 2008.
- [GRE 12] GRELLIER S., KEMP J., JANEAU J.L., *et al.*, « The indirect impact of encroaching trees on gully extension : a 64 year study in a sub-humid grassland of South Africa », *Catena*, n° 98, p. 110-119, 2012.
- [GUM 11] GUMIERE S.J., LE BISSONNAIS Y., RACLOT D., *et al.*, « Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modeling : a review », *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 36, n° 1, p. 3-19, 2011.
- [HAD 13] HADDADCHI A., RYDER D.S., EVRARD O., *et al.*, « Sediment fingerprinting in fluvial systems : review of tracers, sediment sources and mixing models », *International Journal of Sediment Research*, vol. 28, n° 4, p. 560-578, 2013.
- [HIE 99] HIERNAUX P., BIELDERS C.L., VALENTIN C., *et al.*, « Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands », *Journal of Arid Environments*, vol. 41, n° 3, p. 231-245, 1999.
- [HOF 15] HOFFMANN T., PENNY D., STINCHCOMB G., *et al.*, « Global Soil and Sediment transfers in the Anthropocene », *PAGES Magazine*, n° 23, p. 37, janvier 2015.
- [HUO 13] HUON S., DE ROUW A., BONTÉ P., *et al.*, « Long-term soil carbon loss and accumulation in a catchment following the conversion of forest to arable land in northern Laos », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n° 169, p. 43-57, 2013.
- [HUO 17] HUON S., EVRARD O., GOURDIN E., *et al.*, « Suspended sediment source and propagation during monsoon events across nested sub-catchments with contrasted land uses in Laos », *Journal of Hydrology : Regional Studies*, n° 9, p. 69-84, 2017.

- [JET 99] JETTEN V., DE ROO A.D., FAVIS-MORTLOCK D., « Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models », *Catena*, vol. 37, n° 3, p. 521-541, 1999.
- [KIM 17] KIM J.H., FOURCAUD T., JOURDAN C., *et al.*, « Vegetation drives slope stability and its variability through hydrological impacts », *Geophysical Research Letters*, n° 44, p. 4 897-4 907, 2017.
- [KIN 05] KING C., BAGHDADI N., LECOMTE V., *et al.*, « The application of remote-sensing data to monitoring and modelling of soil erosion », *Catena*, vol. 62, n° 2, p. 79-93, 2005.
- [KLE 11] KLEINMAN P., SHARPLEY A., BUDA A., *et al.*, « Soil controls of phosphorus in runoff: Management barriers and opportunities », *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 91, n° 3, p. 329-338, 2011.
- [LEB 02] LE BISSONNAIS Y., MONTIER C., JAMAGNE M., *et al.*, « Mapping erosion risk for cultivated soil in France », *Catena*, vol. 46, n° 2, p. 207-220, 2002.
- [LES 12] LESTRELIN G., VIGIAK O., PELLETREAU A., *et al.*, « Challenging established narratives on soil erosion and shifting cultivation in Laos », *Natural Resources Forum*, vol. 36, n° 2, p. 63-75, 2012.
- [LOG 13] LOGSDON S.D. « Depth dependence of chisel plow tillage erosion », *Soil and Tillage Research*, n° 128, p. 119-124, 2013.
- [MAR 10] MARTICORENA B., CHATENET B., RAJOT J.L., *et al.*, « Temporal variability of mineral dust concentrations over West Africa: analyses of a pluriannual monitoring from the AMMA Sahelian Dust Transect », *Atmospheric Chemistry and Physics*, n° 10, p. 8 899-8 915, 2010.
- [MAR 14] MARTICORENA B., « Dust production mechanisms », dans P. KNIPPERTZ, J.-B.W. STUUT (DIR.), *Mineral Dust: A Key Player in the Earth System*, p. 93-120, Springer, Dordrecht, 2014.
- [MAR 17] MARTICORENA B., CHATENET B., RAJOT J.L., *et al.*, « Mineral dust over west and central Sahel: Seasonal patterns of dry and wet deposition fluxes from a pluriannual sampling (2006-2012) », *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 122, n° 2, p. 1 338-1 364, 2017.
- [MON 07] MONTGOMERY D.R., *Dirt: The Erosion of Civilizations*, University of California Press, Berkeley, CA, 2007.
- [MON 07] MONTGOMERY D.R., « Soil erosion and agricultural sustainability », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 104, n° 33, p. 13268-13272, 2007.
- [MON 12] MONA L., LIU Z., MÜLLER D., *et al.*, « Lidar measurements for desert dust characterization: an overview », *Advances in Meteorology*, disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1155/2012/356265>, 2012.

- [MOR 98] MORGAN R.P.C., QUINTON J.N., SMITH R.E., *et al.*, « The European Soil Erosion Model (EUROSEM) : a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments », *Earth surface processes and landforms*, vol. 23, n° 6, p. 527-544, 1998.
- [MUH 14] MUHS D.R., PROSPERO J.M., BADDOCK M.C., *et al.*, « Identifying sources of aeolian mineral dust : Present and past », dans P. KNIPPERTZ, J.-B.W. STUUT (DIR.), *Mineral Dust : A Key Player in the Earth System*, p. 51-74, Springer, Dordrecht, 2014.
- [NAS 04] NASRI S., CUDENNEC C., ALBERGEL J., *et al.*, « Use of a geomorphological transfer function to model design floods in small hillside catchments in semiarid Tunisia », *Journal of hydrology*, vol. 287, n° 1, p. 197-213, 2004.
- [NIX 04] NIXON S., « The Artificial Nile. The Aswan High Dam blocked and diverted nutrients and destroyed a Mediterranean fishery, but human activities may have revived it », *American Scientist*, vol. 92, n° 2, p. 158-164, 2004.
- [OLD 91] OLDEMAN L.R., HAKKELING R.T.A., SOMBROCK W.G., *Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD)*, *World map of the status of human – induced soil degradation*, ISRIC, Wageningen, Pays-Bas, disponible à l'adresse : <http://www.isric.org/projects/global-assessment-human-induced-soil-degradation-glasod>, 1991.
- [PAN 14] PANAGOS P., MEUSBURGER K., BALLABIO C., *et al.*, « Soil erodibility in Europe : A high-resolution dataset based on LUCAS », *Science of the total environment*, n° 479, p. 189-200, 2014.
- [PAN 15] PANAGOS P., BALLABIO C., BORRELLI P., *et al.*, « Rainfall erosivity in Europe », *Science of the Total Environment*, n° 511, p. 801-814, 2015.
- [PANA 15] PANAGOS P., BORRELLI P., MEUSBURGER K., *et al.*, « Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale », *Land Use Policy*, n° 48, p. 38-50, 2015.
- [PAN 95] PANINGBATAN E.P., CIESIOLKA C.A., COUGHLAN K.J., *et al.*, « Alley cropping for managing soil erosion of hilly lands in the Philippines », *Soil Technology*, vol. 8, n° 3, p. 193-204, 1995.
- [PAU 16] PAULA D.T.D., MARTINS FILHO M.V., FARIAS V.L., *et al.*, « Clay and phosphorus losses by erosion in oxisol with sugarcane residues », *Engenharia Agrícola*, vol. 36, n° 6, p. 1 063-1 072, 2016.
- [PIE 15] PIERRE C., KERGOAT L., BERGAMETTI G., *et al.*, « Modeling vegetation and wind erosion from a millet field and from a rangeland : Two Sahelian case studies », *Aeolian Research*, n° 19, p. 97-111, 2015.

- |POD 08| PODWOJEWSKI P., ORANGE D., JOUQUET P., *et al.*, « Land-use impacts on surface runoff and soil detachment within agricultural sloping lands in Northern Vietnam », *Catena*, vol. 74, n° 2, p. 109-118, 2008.
- |POE 03| POESEN J., NACHTERGAELE J., VERSTRAETEN G., *et al.*, « Gully erosion and environmental change : importance and research needs », *Catena*, vol. 50, n° 2, p. 91-133, 2003.
- |PYE 95| PYE K., « The nature, origin and accumulation of loess », *Quaternary Science Reviews*, vol. 14, n° 7, p. 653-667, 1995.
- |QUI 10| QUINTON J.N., GOVERS G., VAN OOST K., *et al.*, « The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling », *Nature Geoscience*, vol. 3, n° 5, p. 311-314, 2010.
- |RAJ 03| RAJOT J.L., ALFARO S.C., GOMES L., *et al.*, « Soil crusting on sandy soils and its influence on wind erosion », *Catena*, vol. 53, n° 1, p. 1-16, 2003.
- |RIB 11| RIBOLZI O., PATIN J., BRESSON L.M., *et al.*, « Impact of slope gradient on soil surface features and infiltration on steep slopes in northern Laos », *Geomorphology*, vol. 127, n° 1, p. 53-63, 2011.
- |RIB 17| RIBOLZI O., EVRARD O., HUON S., *et al.*, « From shifting cultivation to teak plantation : effect on overland flow and sediment yield in a montane tropical catchment », *Scientific Reports, Nature*, n° 7, p. 3 987, 2017.
- |ROC 16| ROCHELLE-NEWALL E.J., RIBOLZI O., VIGUIER M., *et al.*, « Effect of land use and hydrological processes on *Escherichia coli* concentrations in streams of tropical, humid headwater catchments », *Scientific Reports, Nature*, n° 6, 2016.
- |RUM 06| RUMPEL C., CHAPLOT V., PLANCHON O., *et al.*, « Preferential erosion of black carbon on steep slopes with slash and burn agriculture », *Catena*, vol. 65, n° 1, p. 30-40, 2006.
- |SAB 14| SABATIER P., POULENARD J., FANGET B., *et al.*, « Long-term relationships among pesticide applications, mobility, and soil erosion in a vineyard watershed », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, n° 44, p. 15 647-15 652, 2014.
- |SHA 08| SHAO Y., *Physics and modelling of wind erosion*, Springer Science & Business Media, New York, 2008.
- |SIM 95| SIMONSON R.W., « Airborne dust and its significance to soils », *Geoderma*, vol. 65, n° 1-2, p. 1-43, 1995.
- |SMI 95| SMITH R.E., GOODRICH D.C., WOOLHISER D.A., *et al.*, « KINEROS—a kinematic runoff and erosion model », *Computer models of watershed hydrology*, n° 20, p. 627-668, 1995.
- |STO 14| STOCKMANN U., MINASNY B., MCBRATNEY A.B., « How fast does soil grow ? », *Geoderma*, n° 216, p. 48-61, 2014.

- [TEG 14] TEGEN I., SCHULZ M., « Numerical dust models », dans P. KNIPPERT, J.-B.W. STUUT (DIR.), *Mineral Dust : A Key Player in the Earth System*, p. 201-222, Springer, Dordrecht, 2014.
- [TIN 12] TING-HSUAN HUANG, YU-HAN FU, PEI-YI PAN, *et al.*, « Fluvial carbon fluxes in tropical rivers », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 4, n° 2, p. 162-169, 2012.
- [TOD 07] TODD M.C., WASHINGTON R., MARTINS J.V., *et al.*, « Mineral dust emission from the Bodélé Depression, northern Chad, during BoDEx 2005 », *Journal of Geophysical Research : Atmospheres*, vol. 112, n° D6, 2007.
- [VAL 05] VALENTIN C., POESEN J., LI Y., « Gully erosion : impacts, factors and control », *Catena*, vol. 63, n° 2, p. 132-153, 2005.
- [VAL 99] VALENTIN C., D'HERBÈS J.M., POESEN J., « Soil and water components of banded vegetation patterns », *Catena*, n° 37, p. 1-24, 1999.
- [VAL 08] VALENTIN C., AGUS F., ALAMBAN R., *et al.*, « Runoff and sediment losses from 27 upland catchments in Southeast Asia : Impact of rapid land use changes and conservation practices », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 128, n° 4, p. 225-238, 2008.
- [VAN 00] VAN OOST K., GOVERS G., DESMET P., « Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage », *Landscape ecology*, vol. 15, n° 6, p. 577-589, 2000.
- [VIR 12] VIRTO I., BARRÉ P., BURLLOT A., *et al.*, « Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems », *Biogeochemistry*, vol. 108, n° 1, p. 17-26, 2012.
- [VOE 13] VOEPEL H., SCHUMER R., HASSAN M.A., « Sediment residence time distributions : Theory and application from bed elevation measurements », *Journal of Geophysical Research : Earth Surface*, n° 118, p. 2557-2567, 2013.
- [WAG 13] WAGNER L.E., « A history of wind erosion prediction models in the United States Department of Agriculture : The Wind Erosion Prediction System (WEPS) », *Aeolian Research*, n° 10, p. 9-24, 2013.
- [WAL 13] WALLING D.E., « The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems », *Journal of soils and sediments*, vol. 13, n° 10, p. 1658-1675, 2013.
- [WAN 13] WANG B., ZHENG F., RÖMKENS M.J., *et al.*, « Soil erodibility for water erosion : A perspective and Chinese experiences », *Geomorphology*, vol. 187, p. 1-10, 2013.

- [WAN 15] WANG T., XUE X., ZHOU L., *et al.*, « Combating aeolian desertification in northern China », *Land Degradation & Development*, vol. 26, n° 2, p. 118-132, 2015.
- [WEB 12] WEBB N.P., CHAPPELL A., STRONG C.L., *et al.*, « The significance of carbon-enriched dust for global carbon accounting », *Global Change Biology*, vol. 18, n° 11, p. 3275-3278, 2012.
- [WEI 16] WEI W., CHEN D., WANG L., *et al.*, « Global synthesis of the classifications, distributions, benefits and issues of terracing », *Earth-Science Reviews*, n° 159, p. 388-403, 2016.
- [WIL 01] WILSON J.S., BROTHERS T.S., MARCANO E.J., « Remote sensing of spatial and temporal vegetation dynamics in Hispaniola : A comparison of Haiti and the Dominican Republic », *Geocarto International*, vol. 16, n° 2, p. 7-18, 2001.
- [WIL 80] WILSON S.J., COOKE R.U., « Wind erosion », dans M.J. KIRKBY, R.P.C. MORGAN (DIR.), *Soil Erosion*, p. 217-251, John Wiley, New York, 1980.
- [WIS 76] WISCHMEIER W.H., « Use and misuse of the universal soil loss equation », *Journal of Soil and Water Conservation*, n° 31, p. 5-9, 1976.
- [WIS 78] WISCHMEIER W.H., SMITH D.D., « Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning », *Agricultural Handbook n° 537*, USDA, WA, disponible à l'adresse : <https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/pdf>, 1978.
- [WOO 65] WOODRUFF N.P., SIDDOWAY F.H., « A wind erosion equation », *Soil Science Society of America Journal*, vol. 29, n° 5, p. 602-608, 1965.
- [XUE 93] XUE C., « Historical changes in the Yellow River delta, China », *Marine Geology*, vol. 113, n° 3, p. 321-330, 1993.
- [YU 15] YU H., CHIN M., YUAN T., *et al.*, « The fertilizing role of African dust in the Amazon rainforest : A first multiyear assessment based on data from Cloud-Aerosol Lidar and Infrared Pathfinder Satellite Observations », *Geophysical Research Letters*, vol. 42, n° 6, p. 1984-1991, 2015.
- [YU 99] YU B., ROSE C.W., « Application of a physically based soil erosion model, GUEST, in the absence of data on runoff rates : I. Theory and methodology », *Soil Research*, vol. 37, n° 1, p. 1-12, 1999.
- [ZOB 03] ZOBECK T.M., STERK G., FUNK R., *et al.*, « Measurement and data analysis methods for field-scale wind erosion studies and model validation », *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 28, n° 11, p. 1163-1188, 2003.
- [ZOU 14] ZOUGMORÉ R., JALLOH A., TIORO A., « Climate-smart soil water and nutrient management options in semiarid West Africa : a review of evidence and analysis of stone bunds and zaï techniques », *Agriculture & Food Security*, vol. 3, n° 1, p. 16, 2014.

Valentin Christian, Rajot Jean-Louis (2018)

Erosion et principes de conservation des sols

In : Valentin Christian (ed.). *Les sols au coeur de la zone critique 5 : dégradation et réhabilitation*. Londres : ISTE, p. 53-96. (Système Terre - Environnement : Série Les Sols ; 5)

ISBN 978-1-78405-383-3