

Logistique environnementale : comment l'écoulement préférentiel et la bistabilité redox brisent l'axiome d'indépendance au chemin dans le transport des contaminants

Theo Piens, Ph.D.

Chercheur environnemental indépendant, France · ORCID 0000-0002-4422-2786

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	3
1. Introduction	4
2. Cadre théorique (rappel) : indépendance au chemin et horizon fini	5
3. Logistique environnementale	6
3.1 L'atmosphère : le chaos au sens strict	6
3.2 La zone vadose : fronts d'humectation instables et digitation	7
3.3 Les nappes : dispersion anormale et longue mémoire	7
3.4 Les eaux de surface : seuils de crue et transport épisodique	7
3.5 Les fronts redox et pH : la chimie comme logistique	8
4. Sol agricole : écoulement préférentiel, délai de sécurité surestimé $\times 13$	9
5. Métaux lourds et bistabilité redox/pH du sol	10
6. Conclusion	12
Références	12
Supplément	13

Logistique environnementale : comment l'écoulement préférentiel et la bistabilité redox brisent l'axiome d'indépendance au chemin dans le transport des contaminants

Theo Piens, Ph.D. · Chercheur environnemental indépendant, France

ORCID 0000-0002-4422-2786

Préprint, version de travail (FR). Calculs et figures reproductibles, déposés en accès ouvert (DOI Zenodo à la première version stable). Compagnon scientifique du préprint ChaoticLCA (Piens 2026, Zenodo 10.5281/zenodo.20086772). Aucun conflit d'intérêt déclaré.

Cet article appartient au programme de recherche « Les déchets comme systèmes dynamiques » (Piens, en préparation). Ses sections sont numérotées de façon autonome ; les rares renvois en §x.y non résolus dans le texte pointent vers les articles compagnons, à savoir le Manifeste théorique (axiomes S1 à S4, théorèmes T1 à T4), le digesteur anaérobie, la toxicologie des contaminants émergents, la logistique environnementale, l'écologie des transitions critiques et la décision publique, ou vers le manuscrit-livre.

Résumé

Contexte. Les modèles de devenir et de transport (advection-dispersion, fugacité multimédia, facteur de distribution K_d) fournissent le « délai de sécurité » et la rétention sur lesquels reposent les décisions de stockage, de surveillance et de réhabilitation. Ils supposent un substrat de transport stationnaire, homogène et linéaire.

Objet. Nous proposons de lire ce substrat (sols, zone vadose, nappes, eaux de surface, fronts chimiques) comme une *logistique environnementale* : non un tapis roulant passif, mais un système dynamique à part entière, turbulent, hétérogène, à mémoire, piloté par des seuils. Deux régimes brisent frontalement l'axiome d'indépendance au chemin (S3).

Résultats. L'**écoulement préférentiel**, d'abord : quand le front d'humectation se déstabilise en doigts d'humidité, le contaminant atteint la nappe $\times 13$ plus tôt (63 jours contre 2,2 ans ; $\times 2$ à $\times 28$ en robustesse) que ne l'annonce le modèle homogène. Le « délai de sécurité » statique est alors faux sur le *timing*, qui est la grandeur même du risque. La **bistabilité redox**, ensuite : la mobilité de l'arsenic n'est pas une propriété de l'arsenic mais du couple arsenic $\times$ sol ; le facteur de distribution K_d saute de deux ordres de grandeur de part et d'autre d'un front redox bistable, et aucun K_d unique ne représente ce stock.

Portée. Le délai de sécurité et le K_d sont des fictions statistiques qui masquent des régimes dynamiques. Nous montrons aussi, par l'exposant de Lyapunov et l'horizon de prédiction fini (T1), que le plancher d'incertitude du sous-sol tombe à l'échelle de l'année, c'est-à-dire au beau milieu du calendrier de gestion.

Abstract (English). Fate-and-transport models (advection-dispersion, multimedia fugacity, the distribution coefficient K_d) supply the "safety delay" and retention on which siting, monitoring and remediation decisions rest, assuming a stationary, homogeneous, linear transport substrate. We read that substrate (soils, vadose zone, aquifers, surface water, chemical fronts) as an *environmental logistics*: a dynamical system in its own right, turbulent, heterogeneous, memory-laden, threshold-driven. Two regimes break path independence head-on. With preferential flow, when the wetting front fingers, the contaminant reaches groundwater $\times 13$ sooner (63 days versus 2.2 years; $\times 2$ to $\times 28$ across sweeps) than the homogeneous model predicts, so the static safety delay is wrong on timing, which is the very magnitude of risk. With redox bistability, arsenic mobility is a property of the arsenic $\times$ soil couple rather than of arsenic, and K_d jumps two orders of magnitude across a bistable redox front, so no single K_d represents the stock. The safety delay and K_d are statistical fictions masking dynamical regimes; a finite Lyapunov horizon (T1) puts the subsurface uncertainty floor at the year scale, inside the management calendar.

1. Introduction

Pour décider où stocker un déchet, quand surveiller une nappe, combien provisionner pour une dépollution, l'évaluation s'appuie sur deux nombres : un délai d'arrivée et un facteur de rétention. Tous deux sont produits par des modèles de transport qui supposent un milieu sage, stationnaire, homogène, linéaire, sans mémoire. Or le milieu n'est pas sage. Nous proposons de le nommer pour ce qu'il est, une *logistique environnementale*, et de montrer, sur deux régimes documentés, que le délai de sécurité et le facteur de distribution K_d sont des fictions statistiques qui masquent une dynamique. L'argument met en défaut l'axiome d'**indépendance au chemin** (S3) ; il s'appuie sur le théorème d'horizon fini (T1) établi dans l'article-manifeste compagnon, dont nous rappelons ci-dessous le strict nécessaire.

2. Cadre théorique (rappel) : indépendance au chemin et horizon fini

L'axiome d'**indépendance au chemin (S3)** pose que la conséquence ne dépend que de l'état présent, jamais de l'histoire qui y a mené : pas d'hystérésis, pas de rétroaction amplificatrice, une réversibilité de fait. C'est l'hypothèse qui autorise à modéliser le devenir d'un polluant par un transport stationnaire. Elle devient fausse dès qu'une rétroaction crée deux bassins d'attraction, ou qu'un milieu garde la mémoire de ses piègeages. Le théorème suivant, démontré dans l'article-manifeste compagnon, fixe par ailleurs le plancher d'incertitude propre à chaque vecteur de transport.

Théorème T1 (horizon de prédiction fini). *Soit un système déterministe d'exposant de Lyapunov maximal $\lambda_{\max} > 0$. Même connu exactement et démarré d'une condition initiale mesurée à la précision δ , il ne permet de prédire une observable bornée par L que jusqu'à un temps fini $t_{\text{pred}} \approx (1/\lambda_{\max}) \cdot \ln(L/\delta)$.*

Démonstration (esquisse). Deux trajectoires distantes de δ à l'instant initial s'écartent comme $\delta \cdot e^{\{\lambda_{\max} \cdot t\}}$ tant que la dynamique reste dans son régime linéarisé. La prédiction perd son sens lorsque cet écart atteint l'amplitude L de l'observable, soit $\delta \cdot e^{\{\lambda_{\max} \cdot t\}} \approx L$, d'où $t_{\text{pred}} \approx (1/\lambda_{\max}) \cdot \ln(L/\delta)$. ■

Tout l'enseignement est dans la *forme* du résultat. L'horizon ne croît pas proportionnellement à l'effort de mesure ; il croît comme son **logarithme**. Diviser δ par mille (exiger mille fois plus de précision sur l'état initial) n'ajoute que $(1/\lambda_{\max}) \cdot \ln(1000) \approx 6,9/\lambda_{\max}$ à l'horizon : une poignée de temps caractéristiques, jamais l'infini. C'est ce qui fonde, rigoureusement, l'affirmation de l'article-manifeste sur le champ d'un hectare. Non seulement on ne peut pas le caractériser à 100 % (limite épistémique), mais quand bien même on le pourrait, cela ne suffirait pas, limite dynamique. Les deux coexistent, et la seconde ne se négocie pas avec un budget.

L'exemple canonique est l'atmosphère. Lorenz (1963) a montré sur son modèle de convection qu'un exposant $\lambda_{\max} \approx 0,05 \text{ j}^{-1}$ impose un horizon de prédictibilité météorologique de l'ordre de deux semaines, une borne que cinquante ans de progrès en assimilation de données et en puissance de calcul n'ont pas reculée, précisément parce qu'elle n'est pas une limite de moyens. Tout transport de polluant couplé à la météorologie, ou à un écoulement souterrain hétérogène, hérite d'un horizon fini de même nature ; nous chiffrons ces horizons par milieu ci-dessous, puis nous en examinons les vecteurs un à un au §3.

Reste à dire où le plancher de T1 mord vraiment, car l'horizon t_{pred} dépend du milieu par son exposant $\lambda_{\max}$. Les ordres de grandeur ci-dessous bornent la prédiction déterministe (modèle parfait compris) pour les principaux vecteurs de transport, que le §3 examinera ensuite un à un.

Milieu	λ_{max} (ordre)	t_{pred} (ordre)	Origine de l'estimation
Atmosphère libre	$\sim 0,05 \text{ j}^{-1}$	~ 2 semaines	Lorenz (1963), modèle de convection
Sol vadose hétérogène	$\sim 0,003\text{--}0,01 \text{ j}^{-1}$	$\sim 1\text{--}4$ ans	instabilité de front, digitation (§3.2)
Systèmes redox de sol	$\sim 0,001\text{--}0,002 \text{ j}^{-1}$	$\sim 3\text{--}5$ ans	cinétiques d'oxydoréduction (§3.5)
Lacs / eaux de surface	$\sim 0,01\text{--}0,1 \text{ j}^{-1}$	$\sim 1\text{--}5$ mois	mélange saisonnier, stratification

La lecture importe plus que les décimales : pour le sous-sol, le plancher dynamique se situe à l'échelle de l'année, c'est-à-dire *bien à l'intérieur* des horizons sur lesquels se prennent les décisions de stockage et de réhabilitation, qui se comptent en décennies. Le plancher d'incertitude n'est donc pas une curiosité asymptotique reléguée à l'infini ; il tombe au beau milieu du calendrier de gestion, là où il gêne le plus.

3. Logistique environnementale

Nous proposons le terme de **logistique environnementale** pour désigner l'appareil de transport physique qui déplace réellement les substances une fois libérées : l'infiltration dans les sols, l'écoulement des nappes, le ruissellement des sous-bassins, les rivières, l'atmosphère. Le mot « logistique » est choisi à dessein. En gestion industrielle, la logistique n'est jamais un détail d'acheminement : elle décide ce qui arrive, où et quand, et une rupture de logistique défait le meilleur des plans. Il en va de même ici, avec une difficulté de plus : le vecteur de transport n'est pas un tapis roulant passif mais un *système dynamique* à part entière, turbulent dans l'atmosphère, hétérogène et à mémoire dans le sous-sol, piloté par des seuils dans la chimie redox. Le *quand* et le *où* de l'arrivée d'un polluant héritent donc de l'incertitude irréductible établie dans l'article-manifeste, que le modèle stationnaire et linéaire passe par pertes et profits. Examinons les cinq grands vecteurs ; chacun illustre un régime distinct et prépare une vignette de la partie III.

3.1 L'atmosphère : le chaos au sens strict

L'atmosphère est le seul vecteur où le mot « chaos » s'emploie au sens fort et démontré : exposant de Lyapunov positif, horizon de prédiction fini (Lorenz, 1963). Une émission atmosphérique (panache d'incinérateur, envol de poussières, composé volatil relargué d'un

casier) est prise dans un champ turbulent dont la trajectoire individuelle est imprévisible au-delà d'environ deux semaines (art. manifeste). On en prédit des *statistiques* (rose des vents, dépôt moyen) jamais le détail d'un épisode lointain. Pour l'évaluation, la conséquence est que la position d'arrivée d'un contaminant atmosphérique est par nature une distribution à queue, non un point ; et cette queue, contrairement à une marge log-normale, est un fait dynamique, pas un défaut de mesure qu'on résorberait.

3.2 La zone vadose : fronts d'humectation instables et digitation

Sous la surface, avant la nappe, l'eau traverse un sol partiellement saturé : la zone vadose. L'image d'un front d'humectation plan qui descend régulièrement est fausse dès que le sol est sec et peu mouillable, ou stratifié, le front se déstabilise et se fragmente en *doigts* d'humidité qui court-circuitent la matrice (Glass, Steenhuis & Parlange, 1989 ; Hendrickx & Flury, 2001). Le calcul de l'effet est simple et brutal. Si une fraction ϕ du flux d'eau s'engouffre dans des doigts qui n'occupent qu'une fraction a de la section, la vitesse dans les doigts vaut $v_{\text{doigt}} = v_{\text{moyenne}} \cdot \phi/a$. Avec $\phi \approx 0,8$ et $a \approx 0,06$ (des valeurs courantes en sol digité), on obtient $v_{\text{doigt}} \approx 13 \cdot v_{\text{moyenne}}$: le contaminant atteint la nappe treize fois plus tôt que ne l'annonce le modèle homogène. Ce n'est pas du chaos au sens strict mais une *instabilité de front* ; l'effet, lui, est décisif, car c'est sur le « délai de sécurité » calculé en régime homogène que reposent les décisions d'intervention (§4).

3.3 Les nappes : dispersion anormale et longue mémoire

Une fois dans la nappe, le transport est souvent modélisé par une advection-dispersion fickienne, qui produit des panaches gaussiens bien élevés. Mais dans les milieux géologiques réels, fortement hétérogènes, le transport est *anormal*, non fickien : il développe des arrivées précoces et des queues longues que la dispersion classique ne sait pas engendrer, et qu'on décrit par des marches aléatoires à temps continu (Berkowitz et al., 2006). Concrètement, une part du contaminant file par les chenaux les plus perméables pendant qu'une autre reste piégée très longtemps dans les zones mortes, d'où un relargage étalé sur des décennies. Cette « longue mémoire » de la nappe est l'exact contraire de l'indépendance au chemin (S3) : l'état présent du panache encode l'histoire de ses piégeages.

3.4 Les eaux de surface : seuils de crue et transport épisodique

Dans les rivières et les bassins versants, l'essentiel du transport particulière ne se fait pas en régime moyen mais lors d'événements rares de forte crue : quelques jours par an peuvent porter la majeure partie du flux annuel de sédiments et des contaminants qui leur sont associés. Le transport est *épisodique*, gouverné par des seuils de mise en mouvement, et sa

statistique est à queue lourde plutôt que gaussienne. Une évaluation calée sur le débit moyen sous-estime structurellement la dose délivrée par l'épisode, la même asymétrie que pour la persistance des PFAS (§7.1), mais portée ici par l'hydrologie.

3.5 Les fronts redox et pH : la chimie comme logistique

Reste un vecteur qu'on oublie parce qu'il ne se déplace pas dans l'espace : la chimie locale. Le potentiel redox (Eh) et le pH d'un sol décident de la *forme* sous laquelle un élément existe, donc de sa mobilité. Un même stock d'arsenic est mobile sous sa forme oxydée As(V) et quasi immobile sous sa forme réduite As(III) ; le passage de l'une à l'autre suit un front redox qui se déplace avec l'humidité et la matière organique. La chimie redox fonctionne ainsi comme une logistique à part entière : elle ouvre ou ferme les vannes de la mobilité sans qu'aucune masse n'ait d'abord à bouger. Et comme ces fronts sont bistables (deux régimes stables pour des conditions intermédiaires), ils relèvent de l'invariance catégorielle mise en défaut (S4) et de la bascule redox (§5).

On peut récapituler ces cinq logistiques, chacune avec son régime, sa signature et la vignette qui la chiffre :

Vecteur	Régime dominant	Signature observable	Axiome / vignette
Atmosphère	chaos ($\lambda > 0$)	horizon ~2 sem., queue de dépôt	S1, art. manifeste (T1)
Zone vadose	instabilité de front	arrivée précoce $\times 13$	S3, §4
Nappe	dispersion anormale (non fickienne)	arrivées précoces + longues queues	S3, §3.3
Eaux de surface	transport épisodique	flux porté par les crues rares	S1, §7.1
Fronts redox/ pH	bistabilité	saut de mobilité (K_d)	S4, §5

Dans les cinq cas, le vecteur impose sa propre dynamique au déchet, et c'est elle (non la seule quantité émise) qui décide de l'exposition réelle. La logistique environnementale n'est pas l'arrière-plan de l'évaluation : elle en est, le plus souvent, le facteur déterminant.

4. Sol agricole : écoulement préférentiel, délai de sécurité surestimé $\times 13$

Le transport d'un polluant vers la nappe se modélise couramment par une advection-dispersion homogène, qui produit un front lisse arrivant en années. Mais, on l'a vu au §3.2, le sol réel fragmente souvent ce front en doigts d'humidité (Hendrickx & Flury, 2001 ; Glass et al., 1989), et le contaminant arrive en jours. Sur un cas représentatif, le modèle homogène (solution d'Ogata-Banks) annonce une première arrivée à 2,2 ans, là où le transport digité la place à 63 jours : un facteur **13**, robuste entre $\times 2$ et $\times 28$ sur la gamme de paramètres de doigts plausibles. Ce n'est pas du chaos au sens strict (c'est une instabilité de front, qui met S3 en défaut), mais l'effet sur la décision est décisif, car c'est le délai homogène qui sert de « délai de sécurité ».

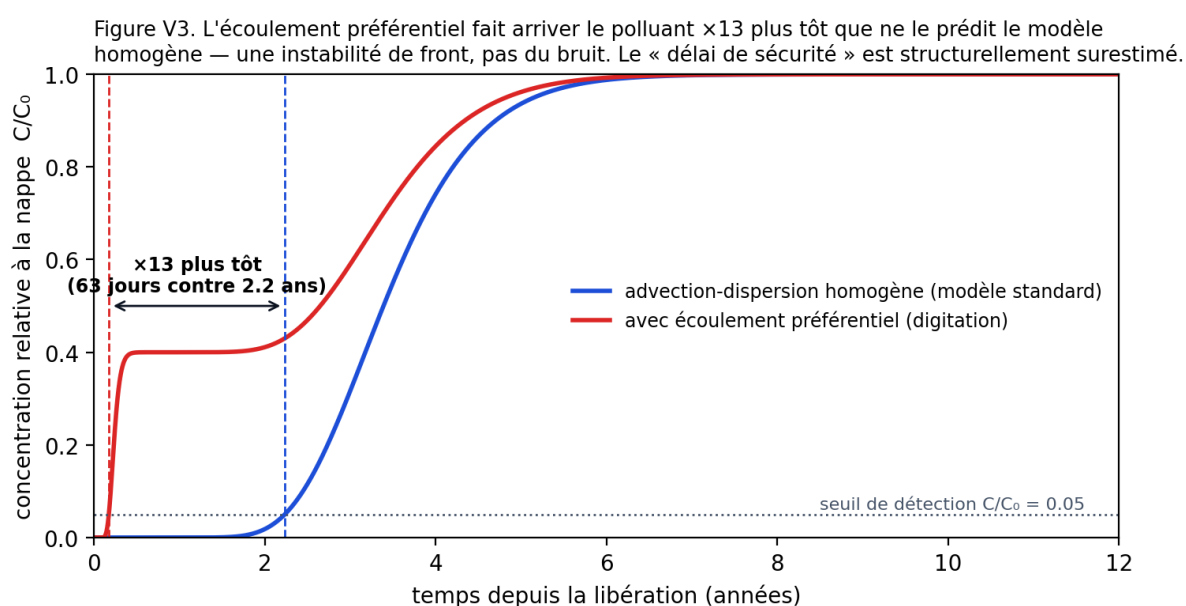


Figure V3. Écoulement préférentiel : la digitation produit une arrivée précoce que le modèle homogène ne génère pas. Le délai de sécurité est surestimé d'un facteur ~ 13 .

Et ce délai n'est pas qu'une grandeur physique : c'est l'hypothèse sur laquelle repose toute l'économie de la surveillance. Un gestionnaire qui croit disposer de deux ans avant l'arrivée à la nappe en déduit la fréquence de ses prélèvements, le délai d'installation d'une barrière, la provision financière pour une dépollution éventuelle. S'il n'a en réalité que deux mois, ces trois décisions sont prises trop tard. Or l'erreur n'est pas symétrique : surestimer le délai de sécurité, c'est renoncer à la *valeur d'option* de la détection précoce, la possibilité, peu coûteuse, d'agir tant que la contamination est encore confinée. Et le coût d'agir trop tard n'est pas marginalement plus élevé : il change d'échelle, passant de la surveillance d'un piézomètre (quelques milliers d'euros par an) à la réhabilitation d'un aquifère contaminé (des ordres de grandeur au-dessus, sur des décennies). Un modèle qui surestime systématiquement le délai

déplace donc le risque vers le scénario le plus cher, et il le fait en silence. C'est, en miniature, l'argument économique de tout l'article : ce n'est pas la valeur centrale qui ruine, c'est l'aveuglement au régime qui fait arriver trop tard.

Falsifiable. Des essais de traceur sur sols représentatifs : comparer le temps d'arrivée prédit par l'advection-dispersion homogène à celui qu'impose la digitation observée.

5. Métaux lourds et bistabilité redox/pH du sol

On a vu au §3.5 que la chimie locale est elle-même une logistique : elle ouvre ou ferme les vannes de la mobilité sans qu'aucune masse n'ait à se déplacer. L'arsenic en est l'illustration la plus nette, et la plus lourde de conséquences pour un site de stockage. Sa mobilité ne dépend pas tant de sa quantité que de sa *forme*, laquelle est fixée par le couple potentiel redox–pH, le diagramme de Pourbaix. Sous conditions oxydantes, l'arsenic existe en As(V), soluble et mobile ; sous conditions réductrices, il passe en As(III), fortement sorbé et quasi immobile. La frontière entre les deux, dans notre tracé simplifié, suit $Eh \approx 300 - 60 \cdot (pH - 7) \text{ mV}$.

Or le potentiel redox d'un sol n'est pas une constante : il dépend de l'humidité, de la matière organique, de l'aération, et il peut osciller entre deux régimes stables, c'est la *bistabilité redox*. Trois sols de même teneur en arsenic donnent la mesure de l'écart. Un sol oxydant et aéré ($Eh +400 \text{ mV}$, $pH 7$) maintient l'arsenic en As(V) mobile ; un sol équilibré ($Eh +200 \text{ mV}$, $pH 6,5$) et un sol réducteur, humide ou anaérobie ($Eh -50 \text{ mV}$, $pH 7$) le maintiennent en As(III) immobile (figure V7a). Le facteur de distribution K_d , qui mesure la rétention, saute alors de deux ordres de grandeur de part et d'autre du front redox, de l'ordre de 1 L/kg en régime immobile à $0,01 \text{ L/kg}$ en régime mobile (figure V7b). Ce n'est pas un continuum qu'on interpolerait : c'est une bascule.

Figure V7a. Diagramme Pourbaix simplifié de l'arsenic : pour une même charge totale, le sol impose deux régimes de mobilité selon le couple (Eh, pH).

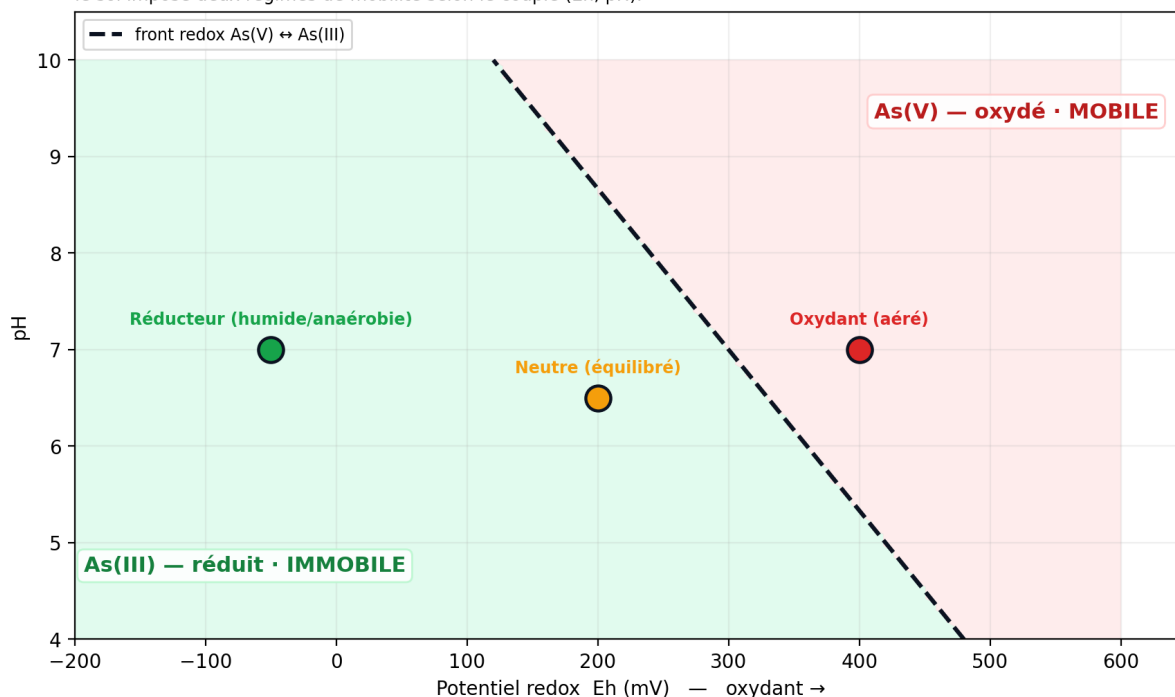


Figure V7a. Diagramme Pourbaix simplifié de l'arsenic : pour une même charge totale, le sol impose deux régimes de mobilité selon le couple (Eh, pH). Les trois points figurent trois sols de même teneur, oxydant (mobile), neutre et réducteur (immobiles).

Figure V7b. À pH fixé, le K_d saute de deux ordres de grandeur de part et d'autre du front redox : une bascule, non un continuum.

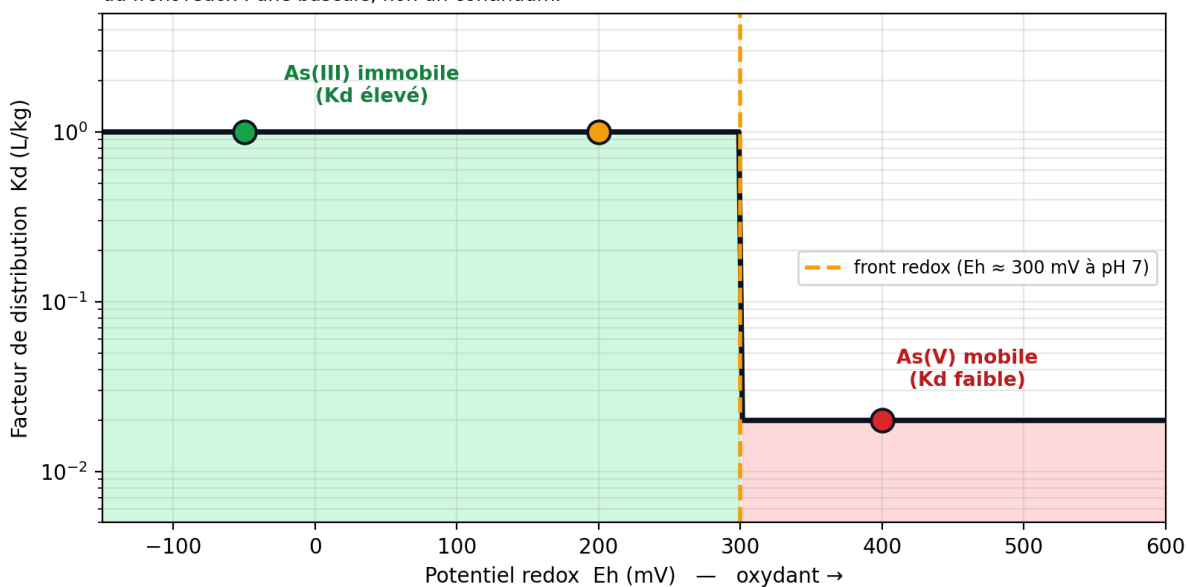


Figure V7b. À pH fixé, le facteur de distribution K_d saute de deux ordres de grandeur de part et d'autre du front redox : une bascule, non un continuum.

La conséquence pour l'évaluation est directe, et c'est encore l'axiome S4 qui tombe : aucun facteur de rejet unique ne peut représenter cet arsenic, parce que sa mobilité n'est pas une propriété de l'arsenic mais du couple arsenic $\times$ sol. Il y a là une sorte de poison qui dort. Un même stock, jugé inoffensif parce que le sol est aujourd'hui réducteur, redevient mobile dès qu'un drainage, une sécheresse ou un terrassement laisse le sol respirer et fait basculer le front. Évaluer la teneur sans évaluer le régime redox, c'est photographier un système qui peut changer d'état ; et le jour où il change, c'est la moitié des conclusions qui bascule avec lui. La quantité, ici, ne dit presque rien : tout est dans la disposition du sol à la rendre.

Falsifiable. Sur des colonnes de sol représentatives, imposer des cycles d'aération et de saturation et mesurer le K_d de l'arsenic : la lecture en régime prédit deux valeurs distinctes selon le sens du front redox, non une valeur unique.

6. Conclusion

Le substrat de transport n'est pas l'arrière-plan inerte de l'évaluation : il en est le plus souvent le facteur déterminant. Lu comme une logistique dynamique, il révèle ce que les modèles stationnaires passent par pertes et profits : une arrivée treize fois trop précoce, un facteur de rétention qui saute de deux ordres de grandeur quand un front redox bascule. Le délai de sécurité et le K_d ne sont pas des grandeurs un peu incertaines ; ce sont des fictions statistiques qui figent un régime. Pour les milieux susceptibles de digiter ou de basculer, l'évaluation gagnerait à rapporter le régime de transport, et l'horizon fini qui le borne, plutôt qu'un nombre unique posé sur l'hypothèse d'un milieu sans histoire.

Références

- Berkowitz, B., Cortis, A., Dentz, M., & Scher, H. (2006). Modeling non-Fickian transport in geological formations as a continuous time random walk. *Reviews of Geophysics*, 44(2), RG2003.
- Glass, R. J., Parlange, J.-Y., & Steenhuis, T. S. (1989). Wetting front instability, 2. Experimental determination of relationships between system parameters and two-dimensional unstable flow field behavior in initially dry soil. *Water Resources Research*, 25(6), 1195–1207.
- Hendrickx, J. M. H., & Flury, M. (2001). Uniform and preferential flow mechanisms in the vadose zone. National Academy Press.

- Lorenz, E. N. (1963). Deterministic nonperiodic flow. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 20(2), 130–141.
- Mackay, D. (2001). *Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach* (2^e éd.). CRC/Lewis Publishers.
- Molla, A. S., Tang, W., Sher, W., Bahar, M. M., & Bekele, D. N. (2025). The effects of construction and demolition waste (C&DW) fine residues on landfill environments: a column leaching experiment. *Toxics*, 13(5), 370.
- Townsend, T. G., Tolaymat, T., Leo, K., & Jambeck, J. (2004). Heavy metals in recovered fines from construction and demolition debris recycling facilities in Florida. *Science of the Total Environment*, 332(1–3), 1–11.
- Strogatz, S. H. (2018). *Nonlinear Dynamics and Chaos* (2^e éd.). CRC Press.
- Piens, T. (2026). Chaotic dynamics in life-cycle inventory pedigree (preprint). Zenodo 10.5281/zenodo.20086772.

Supplément

Code et figures reproductibles (Python ; numpy/scipy/matplotlib), déposés en accès ouvert (DOI Zenodo à la première version stable). Les facteurs cités ne sont pas des points choisis mais des valeurs représentatives d'un espace de paramètres plausible, assorties de balayages de robustesse.