



Perturbations hydrologiques et coûts économiques dans un bassin côtier sableux soumis à extraction minière et forçage climatique (Taolagnaro, Madagascar)

Zo Rivomanana Rasoanaivo¹

¹Université d'Antananarivo

Résumé: Pour évaluer l'impact de l'exploitation minière et du dérèglement climatique sur le cycle de l'eau à Taolagnaro (Madagascar), le modèle hydrologique SWAT+ a été mobilisé. Appliqué sur la période 1993–2022 (calibration SUFI-2 : $NSE \in [0,60;0,74]$, $R^2 > 0,70$), l'étude distingue deux phases : décennie pré-exploitation (1993–2002) et période post-industrielle (2013–2022).

Le stockage hydrique naturel (ΔSW) et le débit de base (ΔQ) montrent une baisse moyenne de $\Delta SW = -9,6\%$ et de $\Delta Q = -12\%$, tandis que les crues (ΔQ_{max}) augmentent progressivement $\Delta Q_{max} = +10\%$. Toutefois, les larges intervalles de confiance traduisent une forte variabilité, ce qui appelle à une interprétation prudente. La monétisation s'appuie ensuite sur des coefficients économiques locaux couvrant l'agriculture pluviale, la distribution d'eau potable et les infrastructures. Les pertes annuelles se chiffrent à 2,07 M€ ($\approx 2,2$ €/hab·an), réparties à 58 % pour l'agriculture, 40,6 % pour l'eau potable et 1,4 % pour les infrastructures ; au 90^e percentile, elles peuvent atteindre 6,1 M€/an.

Au-delà des cumuls annuels de pluie, la dynamique du stockage dépend principalement de l'état initial du réservoir sol : un sol humide restitue davantage d'eau, tandis qu'un sol sec absorbe plus efficacement les épisodes pluvieux. Les simulations successives montrent l'existence d'une mémoire hydrique qui influence l'efficacité des pluies et éclaire la dissymétrie observée dans les trajectoires de ΔSW . Cet effet de mémoire constitue un résultat central de l'étude. Ce mécanisme et le cadre d'analyse sont transférables à d'autres bassins côtiers sableux soumis à des pressions similaires.

Les projections SSP5–8.5 à 2050 indiquent un risque de triplement des coûts ; ce risque, dépendant des hypothèses, est cohérent avec l'assèchement progressif des sols observé par les exploitants d'Ampasy Nahampoana.

Ces résultats soulignent la nécessité d'actions rapides : moderniser les systèmes d'irrigation, restaurer les zones de recharge (marais littoraux et ripisylves) et repenser les infrastructures pour mieux résister aux crues. En explicitant les marges d'erreur, cette étude offre une base chiffrée et transparente, indispensable à une gouvernance participative et à une gestion durable de l'eau à Taolagnaro.

Mots-clés: swat+; mémoire hydrique; évaluation économique; bassin versant côtier sableux; exploitation minière; changement climatique; services hydriques; taolagnaro; madagascar.

Digital Object Identifier (DOI): <https://doi.org/10.5281/zenodo.17569290>

Published in: Volume 4 Issue 6



This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

1. Introduction

L'eau douce n'est pas qu'une ressource : elle façonne les paysages, transporte les nutriments et soutient à la fois l'agriculture et les infrastructures humaines (FAO, 2023). Près de 70 % de l'eau prélevée dans le monde sert à irriguer les cultures, révélant une dépendance à une ressource sous pression (FAO, 2023). À mesure que les activités humaines s'intensifient et que le climat se réchauffe, le cycle hydrologique se dérègle, avec des effets directs sur les rendements agricoles et la sécurité des systèmes alimentaires. Le GIEC (AR6) décrit un climat de plus en plus instable, marqué par une grande variabilité des précipitations. Sécheresses prolongées, crues soudaines et épisodes extrêmes fragilisent les bassins versants (IPCC, 2022). D'ici 2050, plus de 3,6 milliards de personnes seront exposées à un stress hydrique significatif, avec des répercussions sur les rendements, l'accès à l'eau potable et les services écosystémiques (IPCC, 2022). La monétisation de ces impacts permet de chiffrer les risques financiers et d'éclairer les arbitrages d'investissement et d'adaptation pour les autorités et les opérateurs (eau, agriculture, industrie).

Les zones côtières tropicales sont particulièrement vulnérables : élévation du niveau marin, intensification des tempêtes, urbanisation et exploitation fragilisent des sols souvent sableux (Barbier et al., 2011; Nicholls & Cazenave, 2010). Leur capacité de rétention conditionne leur réponse aux perturbations hydrologiques (FAO, 2023). Ces littoraux alimentent les aquifères, régulent les flux sédimentaires et irriguent mangroves, rizières et pêcheries artisanales. Leur déséquilibre se traduit en coûts sectoriels mesurables pour l'agriculture, l'eau potable et les infrastructures.

À Madagascar, cette vulnérabilité est accentuée par les réalités locales. Le pays figure parmi les plus exposés aux risques climatiques (World Bank, 2020) et subit une alternance marquée entre saisons cycloniques torrentielles et longues périodes de sécheresse. À Taolagnaro, les sols sableux à drainage rapide favorisent l'infiltration mais limitent le stockage en saison sèche (Rasoanaivo, 2025). Les contraintes budgétaires restreignent la capacité d'adaptation, d'où la nécessité de prioriser les investissements selon les coûts comparés.

Taolagnaro, à l'extrême sud-est, présente un climat tropical humide influencé par les alizés, avec 1 400–1 800 mm/an concentrés entre novembre et avril (DGM, 2023). Son réseau hydrographique est composé de cours d'eau temporaires et de marais littoraux assurant deux fonctions : (i) stockage temporaire des crues ; (ii) soutien de la recharge phréatique (Rasoanaivo, 2025).

Malgré l'enjeu, la recherche reste largement centrée sur la biodiversité ou la qualité de l'eau (Harper et al., 2019; Waeber et al., 2018). Peu d'études quantifient les perturbations hydrologiques liées à l'activité minière, et plus rarement encore en proposent une évaluation économique structurée (secteurs affectés, ampleur, profil de risque). Cette lacune freine une compréhension intégrée des interactions entre extraction, climat et vulnérabilité, et complique l'allocation efficiente des ressources financières.

Cette étude quantifie les coûts économiques associés aux perturbations du cycle hydrologique imputables à l'exploitation minière et aux changements climatiques à Taolagnaro. Elle repose sur une modélisation hydrologique distribuée (SWAT+), répond à deux questions — (i) mesurer l'effet combiné exploitation minière–climat sur les fonctions hydrologiques ; (ii) convertir ces variations en coûts sectoriels avec analyse d'incertitude — et examine le rôle de la mémoire hydrique du sol dans la dynamique du stockage.

L'analyse adopte une approche « coût des dommages » : les coûts considérés couvrent l'agriculture pluviale, l'eau potable et les infrastructures (euros constants, base 2022), tandis que biodiversité, pêcheries et santé sont exclues et discutées en perspectives. L'incertitude est propagée pour éclairer les choix sous risque (marges, phasage). Il s'agit d'une quantification conjointe hydro–économie pour un bassin côtier sableux à Madagascar, dans un cadre transférable. Les résultats fournissent une base chiffrée pour la gestion intégrée et la planification des investissements liés à l'eau et à l'adaptation.

2. Méthodologie

Cette étude met en lumière la conversion des dérèglements du cycle de l'eau en pertes économiques. Pour ce faire, une démarche intégrée a été mise en œuvre, articulant modélisation hydrologique distribuée, scénarios climatiques et évaluation économique des services hydriques. L'objectif consiste à établir un lien direct entre perturbations physiques et pertes financières. La chaîne méthodologique d'analyse est présentée dans la Figure 1 :

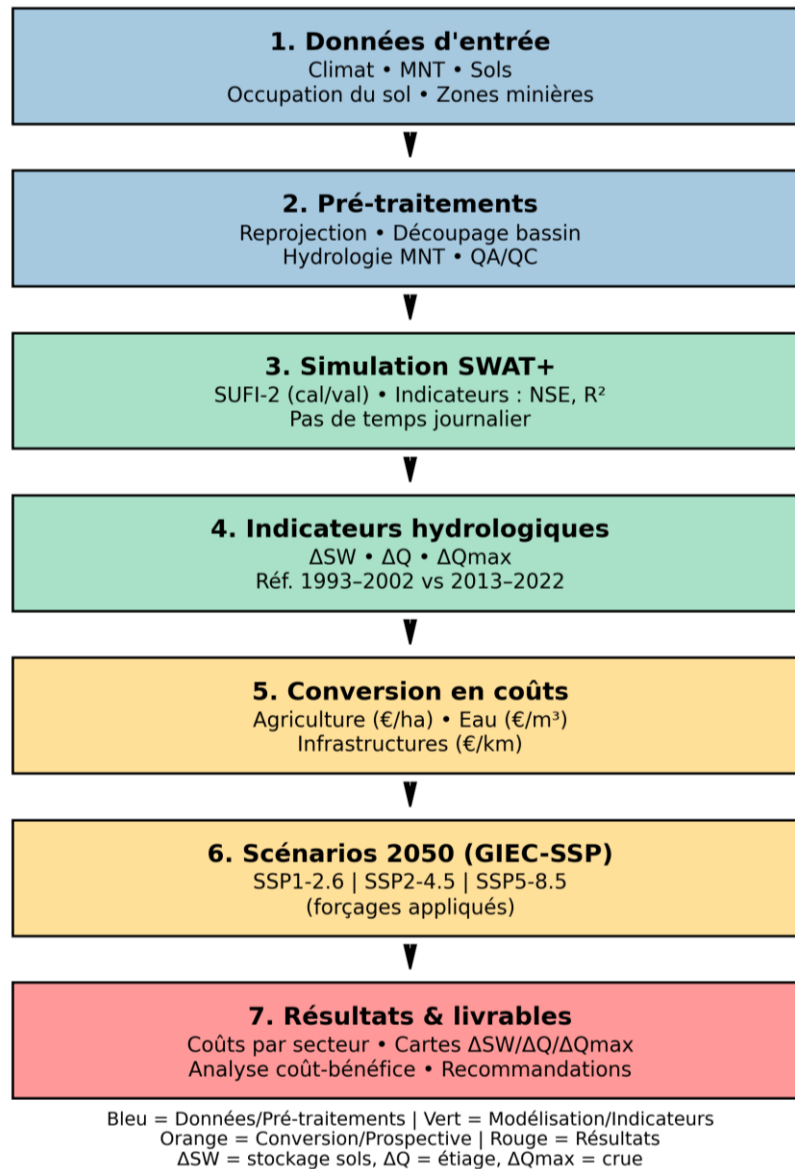


Figure 1. Chaîne méthodologique reliant la modélisation SWAT+ et l'évaluation économique.

2.1 Calibration et validation du modèle SWAT+

Le modèle SWAT+ a été calibré et validé en utilisant la procédure SUFI-2 intégrée à SWAT+ Toolbox, suivant les recommandations de la littérature pour les bassins versants tropicaux (Sao et al., 2020; Memarian et al., 2014). La calibration a été réalisée sur la période 1993-2008, tandis que la validation a porté sur la période 2009-2022.

Les paramètres ont été ajustés de manière itérative afin d'optimiser la représentation des processus hydrologiques dominants, notamment l'écoulement de surface, l'infiltration et la recharge souterraine. Les performances du modèle ont été évaluées à l'aide de plusieurs indicateurs statistiques : Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE), coefficient de détermination (R^2) et Percent Bias (PBIAS) (Kumar et al., 2017).

2.2 Estimation des incertitudes et intervalles de confiance

Pour chaque indicateur (ΔSW , débit de base, débits de crue), des intervalles de confiance à 95 % ont été calculés à partir de 500 itérations SUFI-2, intégrant :

- l'incertitude liée aux paramètres hydrologiques,
- la variabilité des données d'entrée (climat, occupation du sol, propriétés pédologiques).

Pour le stockage hydrique ΔSW :

- Pré-exploitation (1993-2002)
- Post-exploitation (2013-2022).

2.3 Définition de la période climatique de référence

La période 1993-2002 a été définie comme référence climatique pré-impact, représentant l'état naturel du bassin avant le démarrage des activités minières et avant l'intensification récente des anomalies climatiques régionales. Cette distinction repose sur une hypothèse méthodologique visant à séparer les effets climatiques de ceux liés directement à l'exploitation minière. Toutefois, l'attribution exacte des changements observés nécessiterait une approche BACI (Before-After / Control-Impact) avec un bassin témoin indépendant, ce qui constitue une perspective de recherche future.

Pour éviter des biais d'attribution, les années 2003-2012 ont été considérées comme période de transition et exclues des comparaisons statistiques.

Les données climatiques proviennent de la réanalyse ERA5 (C3S, 2018) et des stations locales (DGM, 2023), harmonisées pour décrire les conditions pré-exploitation.

2.4 Méthodologie économique

L'objectif de cette section est de traduire quantitativement les variations physiques des indicateurs hydrologiques — stockage hydrique naturel (ΔSW), débit de base (ΔQ) et débits de crue (ΔQ_{max}) — en pertes économiques annuelles reflétant l'impact sur les services écosystémiques et les secteurs socio-économiques dépendants.

Ces indicateurs hydrologiques ont été sélectionnés pour leur lien direct avec la disponibilité en eau agricole (ΔSW), la continuité des services d'approvisionnement en eau (ΔQ) et la résilience des infrastructures face aux événements extrêmes (ΔQ_{max}).

La démarche repose sur l'identification de secteurs sensibles, l'association de chaque indicateur hydrologique à un coefficient économique dérivé de données locales et internationales, et la propagation des incertitudes issues à la fois de la modélisation hydrologique et des paramètres économiques. Cette approche intégrée permet de générer des estimations réalistes et comparables dans le temps. Les résultats reflètent les dynamiques propres à la région Anosy et doivent être interprétés dans le cadre des hypothèses socio-économiques retenues.

2.4.1 Identification des secteurs économiques sensibles

Trois secteurs ont été retenus car ils représentent la majorité de la valeur économique dépendant directement des services hydriques dans la région étudiée et disposent de données mobilisables :

- **Agriculture pluviale et irriguée** : principale activité économique locale, mobilisant 79,2 % de la population active dans la région Anosy (INSTAT Madagascar, 2018). Ce secteur est fortement sensible à la disponibilité en eau stockée dans les sols et à la régularité des débits en saison sèche, ce qui affecte directement les rendements agricoles et la sécurité alimentaire.
- **Approvisionnement en eau potable** : la continuité du service pour les ménages et les infrastructures publiques dépend des débits de base (ΔQ). Les déficits en saison sèche entraînent des surcoûts liés au pompage et au traitement.
- **Infrastructures physiques** : routes, ponts, réseaux hydrauliques et équipements publics sont exposés aux crues extrêmes, avec des dommages ponctuels mais très coûteux. Ces pertes représentent en moyenne plus de 60 % des coûts totaux liés aux catastrophes naturelles (GFDRR, 2023).

2.4.2 Lien entre variables hydrologiques et pertes économiques

Pour chaque secteur, un indicateur hydrologique de référence a été identifié et relié à un impact (Table 1) puis, pondéré d'un coefficient de conversion économique.

Table 1. Correspondance entre variables hydrologiques et impacts économiques par secteur.

Secteur	Variable hydrologique associée	Type d'impact économique
Agriculture	ΔSW (stockage hydrique naturel)	Perte de rendement agricole liée à la diminution de l'humidité du sol et à l'allongement des périodes de sécheresse
Eau potable	ΔQ (débit de base)	Surcoûts liés au pompage, au traitement supplémentaire et à la mobilisation de ressources alternatives
Infrastructures	ΔQ_{max} (débits de crue)	Dommages physiques aux ouvrages publics et coûts de réparation

Ainsi, par exemple, une baisse de ΔSW entraîne une réduction de la production agricole pluviale, tandis qu'une augmentation de ΔQ_{max} génère des dépenses supplémentaires pour la réparation des infrastructures endommagées.

2.4.3 Détermination des coefficients économiques

Les coefficients économiques ont été établis à partir de données secondaires issues de sources reconnues : (FAO, 2023; UNICEF & WASHCost, 2021; World Bank, 2023a; EDBM, 2021), et rapports de gestion des infrastructures (GFDRR, 2023). Ces coefficients représentent les coûts unitaires associés à une variation hydrologique donnée, en tenant compte du contexte socio-économique local.

Unités : C_{agri} en M€ / pt de ΔSW (%) ; C_{eau} en €/m³ ; C_{infra} en € / pt* de ΔQ_{max} (%).

* Ici, « pt » désigne un point de pourcentage (pp).

• Secteur agricole

Estimation de la valeur ajoutée agricole et construction du coefficient macro C_{agri}

La valeur ajoutée agricole a été calculée en combinant trois composantes principales :

- les surfaces cultivées en cultures pluviales (riz, manioc, maïs) identifiées par la classification d'occupation du sol produite dans le cadre de cette étude ;
- les rendements moyens par culture (PRÉRAD-OI & CIRAD, 2023) et du Recensement de l'Agriculture (INSTAT Madagascar, 2006), actualisés avec des données régionales récentes ;
- les prix moyens de vente à la production, basés sur les bulletins (FEWS NET & ReliefWeb, 2024) et les statistiques (FAO, 2023).

Pour chaque culture pluviale k , la valeur économique annuelle est calculée comme :

$$V_k = \text{Surface}_k \times \text{Rendement}_k \times \text{Prix}_k$$

La somme sur toutes les cultures fournit la valeur totale annuelle de la production agricole pluviale.

Pour traduire les variations hydrologiques en pertes économiques, une élasticité rendement- Δ SW (ε_k) est appliquée. Elle représente la sensibilité du rendement d'une culture pluviale à une variation relative du stockage hydrique naturel (Δ SW). Les valeurs de ε_k ont été dérivées de la littérature sur les interactions sol-eau-rendement en climat tropical (Savado et al., 2021), puis ajustées localement par une analyse de sensibilité croisant les séries d'humidité du sol simulées par SWAT+ (par HRU) avec les rendements observés. Une plage d'élasticités de 0,4–0,7 est retenue pour tenir compte de la variabilité interannuelle et des différences entre cultures ; elle est propagée dans l'évaluation par simulation Monte Carlo afin de produire des intervalles de confiance pour les pertes.

Le coefficient macro C_{agri} (M€ / pt de Δ SW %) est défini par :

$$C_{\text{agri}} = \Sigma(\text{Surface}_k \times \text{Rendement}_k \times \text{Prix}_k \times \varepsilon_k)$$

Dans cette étude, C_{agri} est évalué à 0,126 M€ / pt de Δ SW (%), avec un IC95 % : 0,09–0,17 M€, calculé à partir des incertitudes sur prix, rendements et élasticités. Ce coefficient indique qu'une baisse d'un point de Δ SW entraîne une perte annuelle moyenne d'environ 126 000 € pour l'ensemble de la production pluviale du bassin.

Table 2. Paramètres d'entrée pour le calcul du coefficient macro agricole (C_{agri}).

Paramètre	Définition	Source
Surface riz (ha)	Surface cultivée en riz pluvial	LULC — cette étude
Surface manioc (ha)	Surface cultivée en manioc pluvial	LULC — cette étude
Surface maïs (ha)	Surface cultivée en maïs pluvial	LULC — cette étude
Rendement riz (t/ha)	Rendement moyen en riz pluvial	(PRéRAD-OI & CIRAD, 2023)
Rendement manioc (t/ha)	Rendement moyen en manioc pluvial	(PRéRAD-OI & CIRAD, 2023)
Rendement maïs (t/ha)	Rendement moyen en maïs pluvial	(PRéRAD-OI & CIRAD, 2023)
Prix riz (€/t)	Prix moyen à la production	(FAO, 2023)
Prix manioc (€/t)	Prix moyen à la production	(FAO, 2023)
Prix maïs (€/t)	Prix moyen à la production	(FAO, 2023)
ε (élasticité)	Sensibilité du rendement à Δ SW	(Savado et al., 2021)

Afin de renforcer la précision de l'estimation, l'élasticité rendement- Δ SW (ε_k) a été validée par une analyse croisée entre les rendements observés localement et les variations simulées du stockage hydrique par SWAT+. Cette étape a permis d'ajuster les valeurs issues de la littérature à la réalité du contexte régional, limitant ainsi les biais liés à l'utilisation de coefficients génériques. L'incertitude résiduelle a été intégrée dans la simulation Monte Carlo pour refléter la variabilité des systèmes de production et des conditions climatiques.

• Eau potable

Le coût opérationnel de production-distribution de l'eau est rapporté par JIRAMA autour de 1 600 MGA/m³ ($\approx$ 0,34 – 0,40 USD/m³) (JIRAMA, 2025). Les tarifs appliqués ($\approx$ 750 – 2 000 MGA/m³ selon branchement) restent généralement inférieurs au coût réel (World Bank, 2023a). Sur la base de la littérature africaine (Banerjee et al., 2008), le coût total incluant les investissements de renouvellement est estimé proche de 1 USD/m³. Pour tenir compte des variations saisonnières, une valeur moyenne de 0,65 €/m³ a été retenue (conversion au taux 2024, 1 USD = 0,92 €).

Le ΔQ critique est défini comme la moyenne décennale des débits de base de la période pré-exploitation (1993–2002), conformément aux recommandations de planification en contexte tropical (Japan International Cooperation Agency, 2018), représentant le niveau minimal assurant un service continu sans recours exceptionnel à des sources externes. Le volume annuel fourni est ajusté selon le déficit en ΔQ par rapport à ce seuil afin d'estimer les surcoûts annuels (pompage d'appoint, achats externes, traitement renforcé).

À titre illustratif (Fort-Dauphin), le seuil opérationnel de service correspond à une production de 4 500–6 000 m³/j ($\approx 0,052$ – $0,069$ m³ s⁻¹) au niveau du réseau (Rio Tinto, 2021). Le captage de Lanirano délivre actuellement ~ 120 – 170 m³ h⁻¹ ($\approx 0,033$ – $0,047$ m³ s⁻¹), la valeur effective étant limitée par la capacité de la station de traitement (Ministère de l'Eau, de l'Assainissement et de l'Hygiène (MEAH), 2025). Ce repère local sert à calibrer le ΔQ critique et doit être ajusté aux sorties SWAT+ et à la demande projetée. Par ailleurs, la commune urbaine de Fort-Dauphin comptait 67 284 hab. (Institut National de la Statistique (INSTAT), 2020), ce qui permet d'asseoir les ordres de grandeur des besoins.

• Infrastructures

Le coefficient macro C_{infra} a été calibré à partir des rapports (GFDRR, 2023; World Bank, 2023b), qui estiment les pertes annuelles liées aux crues et cyclones pour les infrastructures publiques à Madagascar, dépassant 100 M USD/an au niveau national. Ces pertes ont été ramenées à l'échelle du bassin en fonction (i) de la surface drainée, (ii) de la densité des infrastructures (routes, ponts, ouvrages hydrauliques) et (iii) de l'intensité relative des crues mesurée par ΔQ_{max} .

ΔQ_{max} correspond au débit journalier maximal annuel moyen simulé par SWAT+, comparé à la période pré-exploitation. Le coefficient obtenu est de 3 000 €/ pt de ΔQ_{max} (%), avec un IC95 % : 2 200–3 800 €, reflétant les incertitudes sur les valeurs de remplacement des infrastructures et la variabilité des extrêmes hydrologiques.

2.4.4 Intégration et calcul global

Le calcul des pertes économiques annuelles suit l'équation générale :

$$\text{Pertes totales (€)} = \sum (\text{Variation hydrologique}_i \times \text{Coefficient économique}_i)$$

Les sorties hydrologiques ont été moyennées sur la période post-exploitation (2013–2022) et comparées à la période pré-exploitation (1993–2002). Une propagation Monte Carlo (Brand et al., 2020) a été utilisée pour générer 10 000 scénarios en intégrant les incertitudes des coefficients économiques et des variations hydrologiques. Plusieurs études dans la littérature hydrologique modélisent les erreurs ou coefficients économiques (tels que les résidus ou effets aléatoires) comme suivant une distribution normale (Dong & others, 2015). Par ailleurs, il est courant de modéliser les flux hydrologiques moyens journaliers par une distribution log-normale, notamment parce que les débits couvrent plusieurs ordres de grandeur et sont bornés par zéro (USGS, 2020; Bowers & others, 2012). Les résultats sont présentés avec des intervalles de confiance à 95 %, afin d'éclairer la décision publique par des estimations fiables.

Les données économiques locales ont été collectées auprès des institutions régionales (INSTAT, JIRAMA, EDBM) et complétées par des bases internationales (FAO, World Bank). Néanmoins, l'absence de statistiques détaillées au niveau communal ou villageois constitue une limite importante, pouvant sous-estimer certaines spécificités locales, notamment la valeur réelle des pertes agricoles et des coûts indirects liés aux infrastructures endommagées.

3. Résultats

3.1 Évolution du stockage hydrique (ΔSW)

Les résultats montrent une simulation satisfaisante avec des valeurs de NSE comprises entre 0,60 et 0,74 et des R^2 supérieurs à 0,70, indiquant une bonne adéquation entre les débits simulés et observés.

Les simulations SWAT+ indiquent une légère baisse du stockage hydrique naturel dans les sols du bassin versant de Taolagnaro. En moyenne, ΔSW est passé de +1,4 % (pré-exploitation) à -9,6 % (post-exploitation) (Figure 3). À l'échelle des HRU (en mm), l'IC95 % [-2,26 ; -0,93] exclut zéro et indique une baisse statistiquement significative de la moyenne (Figure 2). En revanche, la comparaison inter-périodes après normalisation en % ne met pas en évidence de différence significative en raison de la forte variabilité interannuelle (Figure 3). Une tendance à la baisse de faible ampleur sera retenue.

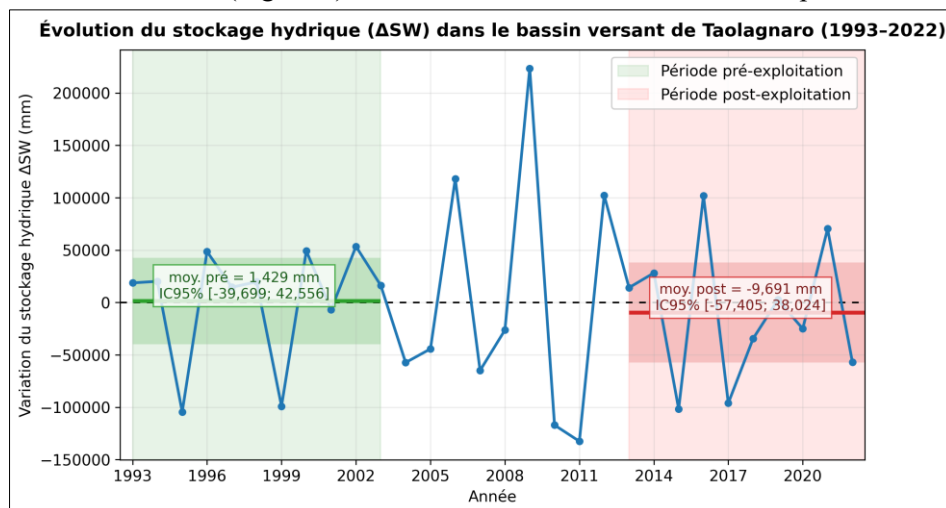


Figure 2. Évolution du stockage hydrique (ΔSW) en millimètres entre 1993 et 2022.

Pour comparer les périodes, ΔSW annuel (mm) (Figure 2) a aussi été normalisé en pourcentage (Figure 3) par la valeur de référence P95(ΔSW) calculée sur la période de référence 1993–2002 (pré-exploitation), afin de réduire l'influence des valeurs proches de zéro et des outliers. Les moyennes et IC95 % ont été estimés à partir de l'intervalle de Student. Cette normalisation par P95(ΔSW) limite l'influence des faibles modules et des valeurs extrêmes ; des tests de sensibilité (P50 et écart-type) aboutissent aux mêmes conclusions.

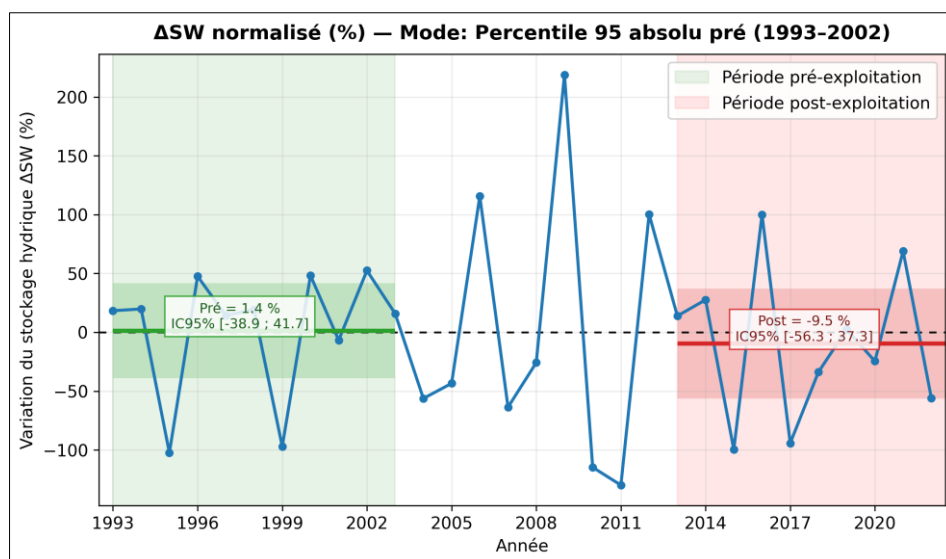


Figure 3. Évolution du stockage hydrique (ΔSW) en pourcentages entre 1993 et 2022.

3.1.1 Statistiques descriptives, corrélations et sensibilité du stockage hydrique

La Table 3 synthétise la distribution de ΔSW sur 40 650 HRUs, mettant en lumière à la fois la tendance centrale et la dispersion des valeurs.

Table 3. Statistiques descriptives des HRUs (Hydrological Response Units)

Statistique	Valeur	Statistique	Valeur
Nombre HRUs	40 650	IC 95 inf	-2,26
Moyenne	-1,6	IC 95 sup	-0,93
Médiane	-1,29	CV%	21,38
Écart-type	70,6	Skewness	0,18
Minimum	-208	Kurtosis	0,7
Maximum	212	Outliers	2 352

• Population et tendance centrale

- Le nombre total d'HRUs (40 650) constitue une base suffisante pour l'analyse statistique.
- La moyenne de $-1,60$ mm et la médiane de $-1,29$ mm confirment une légère baisse nette du stockage hydrique, la moyenne étant tirée vers des valeurs plus négatives par quelques extrêmes.

• Dispersion et extrêmes

- Un écart-type de $70,60$ mm révèle une variabilité très élevée : si la tendance générale est à la baisse, certaines zones ont connu des changements hydriques bien plus importants.
- Les valeurs extrêmes (minimum = -208 mm, maximum = $+212$ mm) traduisent la présence de conditions hydrologiques très contrastées selon les HRUs.

• Incertitude statistique

- L'intervalle de confiance à 95 % [$-2,26$; $-0,93$] mm exclut zéro, validant la significativité de la baisse moyenne observée.
- Le coefficient de variation de $21,4$ % indique une dispersion relative modérée autour de la moyenne. L'incertitude autour du $-1,60$ mm reste maîtrisée malgré la forte variabilité globale.

• Forme de la distribution

- Le skewness de $+0,18$ signale une légère asymétrie à droite, c'est-à-dire une faible prédominance de valeurs positives extrêmes par rapport aux négatives.
- La kurtosis de $0,70$ (excess kurtosis) suggère une platykurtose : les queues de distribution sont moins épaisses qu'en loi normale, et le pic moins aigu.

• Outliers

- Parmi les 40 650 observations, 2 352 ($5,8$ %) sont considérées comme outliers. Ces points représentent des événements hydrologiques particulièrement marqués — pertes ou gains rapides de stockage — et méritent une investigation approfondie pour en comprendre l'origine (conditions pédologiques, pluies extrêmes, artefacts de modélisation).

Ainsi, la statistique descriptive révèle une baisse moyenne modérée du contenu en eau du sol, significative du point de vue statistique, au sein d'une distribution très dispersée où quelques situations extrêmes tirent l'ensemble des HRUs vers des variations hydriques fortes.

L'analyse du ΔSW par rapport aux autres variables hydrologiques fait émerger un paysage plus nuancé que ne le laisseraient penser de simples totaux annuels. La Table 4 présente les corrélations observées :

- Les précipitations annuelles (precip) et l'évapotranspiration (et), bien que statistiquement significatives ($p < 0,001$), peinent à expliquer la variation de l'eau stockée ($r = +0,146$ et $r = -0,021$).

Leur influence reste donc marginale à l'échelle de l'année, traduisant une sensibilité aux détails du calendrier météorologique et à l'intensité des épisodes, plutôt qu'aux cumuls globaux.

- Le curve number (cn) n'apporte aucune explication notable ($r = +0,008$, $p = 0,1024$), signe que la simple paramétrisation du ruissellement n'explique pas le comportement réel du sol face aux pluies.

Table 4. Corrélation de Pearson entre la variation du stockage hydrique (ΔSW) et les principales variables hydrologiques

Variable	Corrélation	p_value
Précipitations	0,146	0,000
Évapotranspiration	-0,021	0,000
Curve number	0,008	0,102
SW initial	-0,526	0,000
SW final	0,529	0,000

En revanche, la mémoire du sol s'impose comme le principal moteur de la dynamique hydrique. Le stockage initial (sw_init) s'illustre par une corrélation modérément négative ($r = -0,526$, $p < 0,001$) : plus un sol débute l'année humide, plus il tend à libérer d'eau au fil des mois. La cause en est la capacité finie d'absorption : un terreau déjà saturé ne retient pas efficacement les pluies suivantes, au risque de générer ruissellement et percolation profonds. À l'inverse, un sol initialement sec fait office d'éponge, capturant plus volontiers l'eau des orages — d'où un ΔSW positif possible.

Le stockage final (sw_final) confirme cette mécanique du réservoir : la corrélation positive ($r = +0,529$, $p < 0,001$) rappelle que ΔSW n'est autre que la différence entre les niveaux de début et de fin d'exercice. Ensemble, ces coefficients dessinent un modèle où la trajectoire de l'eau du sol dépend d'abord de son état initial, et secondairement des aléas climatiques.

3.1.2 Analyse prospective à l'horizon 2050

L'évaluation de l'impact des changements climatiques futurs sur le cycle hydrologique du bassin versant de Taolagnaro a été réalisée à l'aide de trois scénarios socio-économiques du GIEC (SSP1-2.6, SSP2-4.5 et SSP5-8.5), représentant respectivement trois trajectoires : optimiste, intermédiaire et pessimiste. Les résultats (Figure 4) montrent une tendance générale à la diminution du stockage hydrique naturel (ΔSW) et à la réduction du débit de base en saison sèche (ΔQ), tandis que les débits de crue (ΔQ_{max}) sont projetés en forte augmentation.

Sous le scénario SSP1-2.6 (optimiste), la variation du stockage hydrique est limitée avec une baisse modérée de -8% , tandis que le débit de base diminue de -12% . Dans ce contexte, l'augmentation des débits de crue reste relativement contenue à $+10\%$.

Pour le scénario SSP2-4.5 (intermédiaire), les impacts deviennent plus marqués : le stockage en eau diminue de -23% , le débit de base se réduit de -18% , et les débits de crue augmentent de $+25\%$.

Le scénario SSP5-8.5 (pessimiste) révèle une situation critique avec une forte dégradation du régime hydrologique. ΔSW chute de -33% , le débit de base en saison sèche diminue de -27% , tandis que les débits de crue augmentent fortement, atteignant $+45\%$ par rapport à la période de référence.

Ces résultats illustrent la vulnérabilité du bassin versant face aux changements climatiques : la diminution du stockage dans les sols et la réduction du débit de base accentuent les tensions sur les ressources en eau pendant la saison sèche, alors que l'augmentation des débits de crue accroît les risques d'inondations et d'érosion en saison cyclonique.

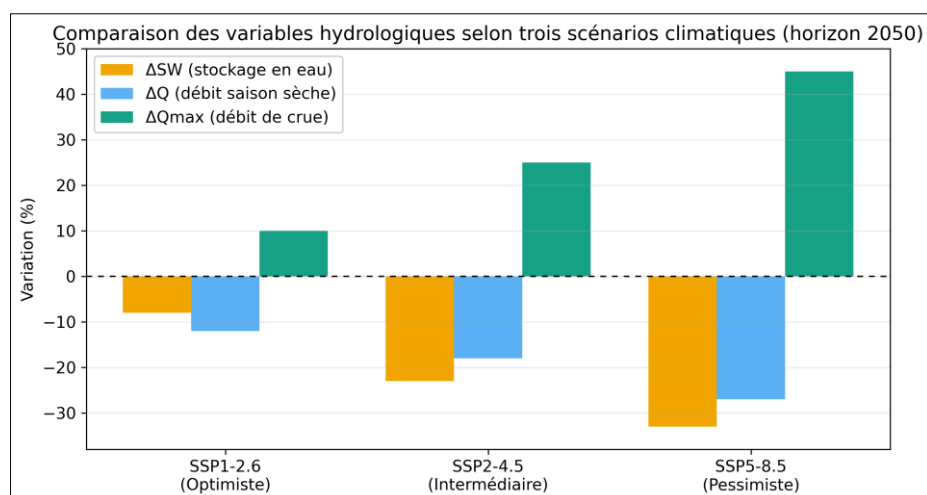


Figure 4. Comparaison des variables hydrologiques selon trois scénarios climatiques à l'horizon 2050.

3.2 Conséquences économiques annuelles

Ces évolutions hydrologiques et de l'occupation du sol entraînent des répercussions économiques majeures pour les services hydriques et les secteurs dépendants du bassin versant de Taolagnaro.

Entre 2010 et 2022, la surface des terres cultivées pluviales a diminué de 6,2 %, traduisant une réduction progressive de la capacité de production agricole traditionnelle, fortement dépendante des précipitations et donc plus vulnérable aux sécheresses et à la baisse du stockage hydrique naturel (ΔSW).

En parallèle, la surface des terres irriguées ou sous gestion de l'eau a été multipliée par près de 9, illustrant une transition accélérée vers l'irrigation pour sécuriser la production agricole. Si cette mutation améliore la résilience à court terme, elle entraîne une pression croissante sur les ressources en eau, accentuant les tensions entre usages agricoles et domestiques, particulièrement en saison sèche.

En appliquant les coefficients économiques définis dans la méthodologie — fondés sur la valeur ajoutée agricole, les coûts unitaires de traitement et de distribution de l'eau potable, ainsi que les dépenses liées à la réparation des infrastructures endommagées lors des crues, les pertes économiques totales associées aux perturbations hydrologiques et à la dégradation des services écosystémiques sont estimées à 2,07 M€ par an pour la période récente (2013-2022) (Table 5).

Table 5. Coûts économiques annuels par secteur (2013-2022)

Secteur	Coût annuel moyen (€)	Part du total (%)
Agriculture	1 200 000	58,0 %
Eau potable	840 000	40,6 %
Infrastructures	30 000	1,4 %
Total	2 070 000	100,0 %

L'agriculture demeure le secteur le plus vulnérable, représentant 58 % des pertes totales. La baisse des terres pluviales combinée à la forte dépendance à l'irrigation accroît la vulnérabilité économique, en particulier pour les exploitations agricoles pluviales qui constituent la base de la sécurité alimentaire locale.

L'approvisionnement en eau potable, représentant 40,6 % des pertes, est directement affecté par la réduction du débit de base (ΔQ), qui pourrait chuter jusqu'à -27 % dans le scénario pessimiste SSP5-8.5 à l'horizon 2050. Cette baisse obligerait à augmenter le pompage et le traitement, générant une hausse structurelle des coûts de distribution.

Enfin, les infrastructures, bien que représentant seulement 1,4 % des pertes, subissent des dommages ponctuels mais coûteux lors des crues extrêmes, dont la fréquence et l'intensité devraient augmenter de +45 % selon le scénario pessimiste.

Les résultats indiquent une plage potentielle de pertes comprises entre 1,47 et 2,63 M€/an, confirmant la conformité de l'estimation centrale de 2,07 M€.

Ces résultats soulignent la forte dépendance économique de la région aux services hydriques régulés par les écosystèmes du bassin versant. Sans mesures d'adaptation telles que la modernisation de l'irrigation, la protection des zones de recharge et la gestion intégrée des crues, la diminution continue du stockage hydrique (ΔSW) et du débit de base (ΔQ) pourrait multiplier les coûts à moyen terme, compromettant la sécurité alimentaire et la résilience socio-économique du territoire.

3.3 Analyse d'incertitude : simulations de Monte Carlo

3.3.1 Stockage hydrique et débit de base

- **Stockage de l'eau (ΔSW)** : La diminution moyenne de 9,6 % (Figure 5) est très significative. Cependant, la médiane de -6,6 % et les percentiles (P10 à -21,2 %, P90 à 44,1 %) révèlent que la variabilité interannuelle est considérable. Cela signifie que la moyenne est tirée vers le haut par quelques années exceptionnellement sèches, tandis que la plupart des années se situent autour d'une diminution plus modérée.

- **Débit de base (ΔQ)** : Quelques réalisations extrêmes tirent la moyenne vers le haut, de sorte que la moyenne ne reflète pas la situation typique. La médiane (-5,2 %) indique au contraire une tendance centrale à la baisse, cohérente avec la diminution de ΔSW . Dans ce contexte asymétrique, la médiane est retenue comme estimateur central.

- **Débits de crue (ΔQ_{max})** : L'augmentation moyenne de 8,7 % (Figure 6) et médiane de 5,4 % sont cohérentes. Cela appuie l'hypothèse que la diminution du stockage hydrique (ΔSW) est en partie due à un ruissellement plus rapide, ce qui augmente la fréquence et l'intensité des crues.

L'approche stochastique adoptée, basée sur 10 000 scénarios, a permis de dépasser les limites d'une simple analyse déterministe. Alors que les moyennes donnent une indication générale, les médianes et les percentiles révèlent une forte variabilité et le poids des événements extrêmes. Les simulations de Monte-Carlo ont mis en évidence des tendances hydrologiques significatives dans le bassin de Taolagnaro. Ces résultats suggèrent que l'augmentation du ruissellement est une cause avérée de l'altération du cycle hydrologique.

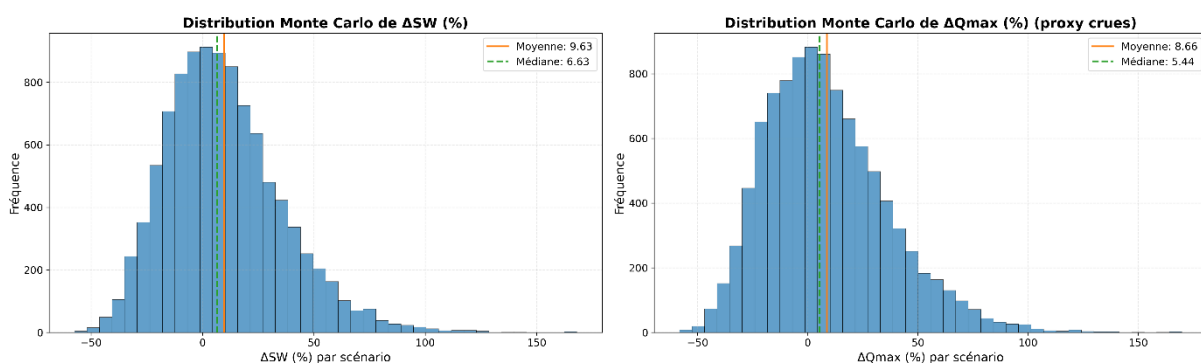


Figure 5. Distribution stochastique de ΔSW (en %). Médiane = -6,6 % ; P10 = -21,2 % ; P90 = +44,1 %. La dissymétrie confirme le poids des années extrêmes.

Figure 6. Distribution stochastique de ΔQ_{max} (en %). Moyenne = +8,7 % ; Médiane = +5,4 %. Hausse cohérente avec un ruissellement plus rapide.

3.3.2 Pertes économiques

- **Pertinence des pertes** : La perte annuelle moyenne de 2,07 M€ est un indicateur solide de l'impact financier global. L'important est de ne pas se limiter à cette seule valeur. En effet, l'histogramme des pertes montre que la distribution est fortement étalée vers la droite, ce qui révèle que les pertes peuvent atteindre des valeurs extrêmes.

- **Analyse de la distribution** : Les statistiques de la distribution des pertes (moyenne, médiane, percentiles) sont essentielles. La différence entre la moyenne (2,07 M€) et la médiane (0,93 M€) souligne l'impact des événements extrêmes et confirme l'importance de l'analyse stochastique par rapport à une simple estimation déterministe. Le 90e percentile (P90) de 6,1 M€ signifie que 10 % des scénarios simulés conduisent à des pertes de plus de 6,1 M€. C'est une information primordiale pour la prise de décision, car elle permet de quantifier le risque de pertes extrêmes et de préparer des stratégies d'atténuation.

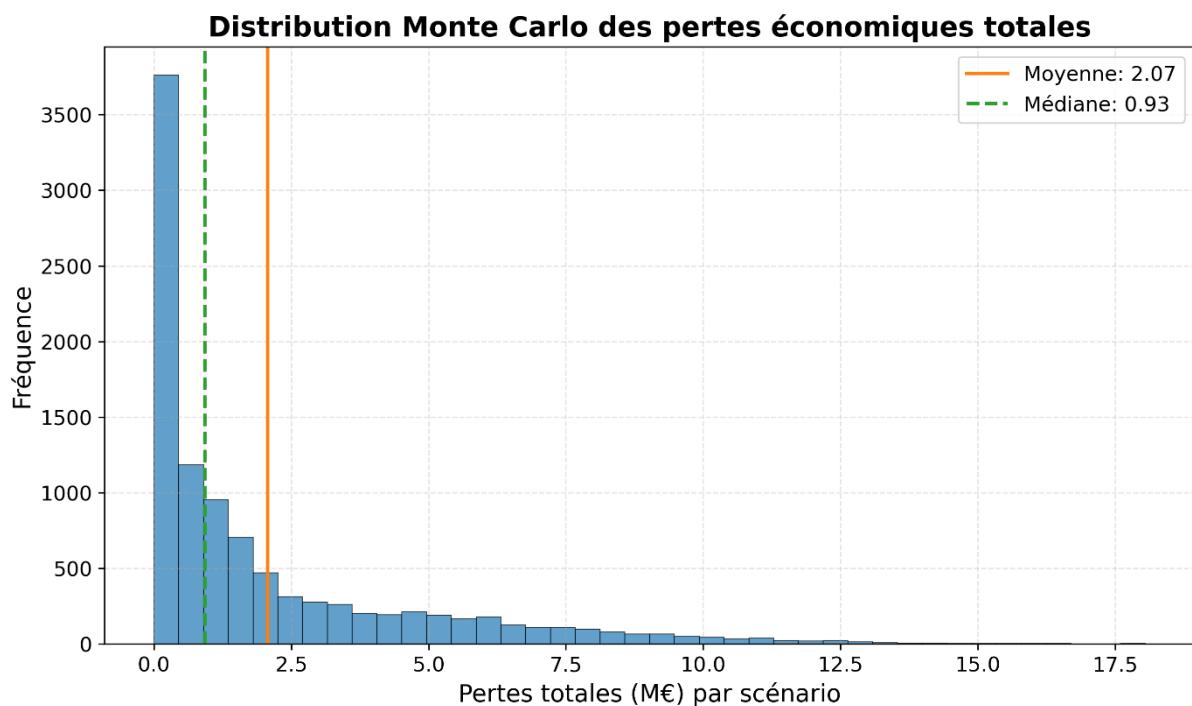


Figure 7. Distribution stochastique des pertes économiques (en M€). Moyenne = 2,07 ; Médiane = 0,93

En conclusion, cette étude ne se contente pas de prédire un impact hydrologique, elle en évalue la variabilité et l'incertitude. Elle fournit une base pour le développement de politiques d'adaptation et de gestion des risques pour les communautés locales, le secteur agricole et les infrastructures de la région.

4. Discussion

Les résultats de cette étude, basés sur une approche hydro-économique intégrée, montrent que l'interaction entre exploitation minière et changement climatique modifie le cycle hydrologique du bassin versant de Taolagnaro, avec des conséquences économiques majeures. La baisse du stockage hydrique naturel (ΔSW) et du débit de base (ΔQ) ainsi que l'augmentation des débits de crue (ΔQ_{max}) révèlent une perte progressive de résilience hydrologique. Cette évolution traduit une diminution de la capacité du bassin à réguler l'eau entre saisons humides et sèches, un phénomène déjà documenté dans d'autres zones côtières tropicales vulnérables (Nicholls & Cazenave, 2010; Barbier et al., 2011).

4.1 Signification des perturbations hydrologiques

La réduction moyenne de ΔSW de $-9,6\%$ entre la période pré-exploitation (1993–2002) et la période post-exploitation (2013–2022) affiche une tendance à l'appauvrissement des sols en eau disponible. Cette baisse entraîne une réduction de la recharge des nappes et une vulnérabilité en saison sèche. Bien que l'intervalle de confiance large limite la puissance statistique, les projections à 2050 indiquent que ce déclin pourrait s'accroître sous l'effet des changements climatiques, avec une baisse allant jusqu'à -33% dans le scénario pessimiste SSP5-8.5. Ces résultats sont cohérents avec les observations régionales du GIEC (IPCC, 2022), qui prévoient une intensification de la variabilité hydrologique dans les zones tropicales. Les simulations montrent que ces trajectoires dépendent fortement de l'humidité initiale du réservoir sol, signalant un effet de mémoire hydrique qui module la réponse de ΔSW .

L'augmentation concomitante des débits de crue ($+45\%$ dans le scénario SSP5-8.5) indique une transition vers un régime plus extrême, avec alternance de sécheresses prolongées et d'inondations soudaines. Ce phénomène de « double stress hydrique » réduit la stabilité des systèmes socio-écologiques : d'une part, la baisse du débit de base compromet l'approvisionnement en eau potable et l'irrigation, et d'autre part, les crues accentuent l'érosion, la sédimentation et les dommages aux infrastructures (Grey & Sadoff, 2007). Ces dynamiques sont caractéristiques des bassins anthropisés, où l'urbanisation et l'exploitation minière perturbent la connectivité naturelle des flux hydriques.

Des tendances similaires ont été observées dans d'autres zones côtières tropicales soumises à de fortes pressions anthropiques, comme dans les deltas du Mékong (Tarolli et al., 2023) ou du Zambèze (Brown et al., 2022). Cette comparaison souligne que le bassin de Taolagnaro s'inscrit dans une dynamique globale où les interactions entre climat et activités humaines exacerbent la vulnérabilité hydrologique.

4.2 Conséquences économiques et sociales

Les perturbations hydrologiques se traduisent par une perte économique annuelle estimée à 2,07 M€, ce qui équivaut à près de $7,5\%$ de la production vivrière totale dans la région d'Anosy (Anosy, 2024). Plus spécifiquement, ces pertes représentent environ 10% de la valeur annuelle de la production de riz.

Cette vulnérabilité met en évidence l'importance stratégique d'une gestion durable des ressources en eau pour la sécurité alimentaire et le développement socio-économique du bassin.

L'agriculture, secteur dominant avec 58% des pertes totales, illustre la forte dépendance des moyens de subsistance aux services écosystémiques liés à l'eau. La diminution des terres pluviales ($-6,2\%$ entre 2010 et 2022) (Rasoanaivo, 2025) combinée à la croissance rapide de l'irrigation montre une stratégie d'adaptation locale, mais cette mutation génère une pression supplémentaire sur les ressources en eau, créant un cercle vicieux d'usage compétitif entre agriculture et consommation domestique. Des études similaires en Afrique australe ont montré que cette forte dépendance à l'irrigation peut accélérer la dégradation des aquifères en l'absence de régulation (FAO, 2023).

L'approvisionnement en eau potable constitue le deuxième poste de perte ($40,6\%$). La diminution du débit de base oblige à mobiliser des ressources alternatives via le pompage et le traitement, augmentant

significativement les coûts pour les ménages et les collectivités. À l'horizon 2050, dans le scénario SSP5-8.5, une baisse supplémentaire de -27 % du débit de base pourrait engendrer une crise hydrique structurelle nécessitant des investissements massifs en ingénierie, en gestion de la demande et en diversification des sources d'approvisionnement.

Enfin, bien que les infrastructures ne représentent que 1,4 % des pertes, ce chiffre reflète à la fois une densité modérée d'ouvrages et le fait que seuls les dommages directs aux équipements publics ont été comptabilisés. Les coûts indirects — interruptions de trafic, pertes d'accès aux services, effets multiplicateurs — ne sont pas inclus, ce qui conduit probablement à sous-estimer l'impact réel des crues extrêmes.

4.3 Implications pour la gouvernance et l'aménagement

L'interprétation des résultats suggère que l'approche actuelle, centrée sur la compensation ponctuelle des dommages, est insuffisante. Une gestion intégrée des ressources en eau est indispensable pour équilibrer les besoins agricoles, domestiques et environnementaux. Trois axes prioritaires émergent :

1. **Protection et restauration des zones de recharge** : Les marais littoraux et les forêts riveraines jouent un rôle essentiel dans la régulation du stockage hydrique et la réduction des crues. Leur dégradation, observée autour des sites miniers, doit être inversée par des actions de restauration écologique. Des expériences similaires ont montré qu'une telle restauration peut réduire les pertes économiques de 25 à 40 % en moins de six ans (Barbier et al., 2011).

2. **Transition vers une irrigation efficiente** : La modernisation des techniques d'irrigation (goutte-à-goutte, systèmes à faible consommation) et l'introduction de cultures moins gourmandes en eau peuvent réduire la pression sur les aquifères et améliorer la productivité agricole. Sans ces innovations, la trajectoire actuelle risque d'aggraver les conflits d'usage et de limiter la résilience du système agricole.

3. **Planification urbaine et infrastructurelle résiliente** : La conception d'infrastructures adaptées aux aléas extrêmes (ponts surélevés, digues naturelles) et l'intégration des risques hydrologiques dans l'aménagement du territoire sont nécessaires pour limiter les impacts économiques des crues futures.

4.4 Perspectives et limites de l'étude

Cette étude innove en reliant directement les sorties d'un modèle hydrologique distribué (SWAT+) aux pertes économiques sectorielles, offrant un cadre intégré pour la prise de décision. Cependant, plusieurs limites doivent être soulignées :

1. **Données socio-économiques** : L'absence de statistiques locales détaillées a nécessité l'utilisation de coefficients issus de bases globales (FAO, 2023; World Bank, 2020), ce qui peut sous-estimer certaines spécificités régionales.

2. **Incertitude climatique** : Les projections à l'horizon 2050 reposent sur des scénarios GIEC (IPCC, 2022) qui ne capturent pas toutes les dynamiques locales, notamment les effets des cyclones, très marqués dans cette région.

3. **Approche partielle des services écosystémiques** : Seuls trois secteurs économiques ont été intégrés dans le calcul, alors que d'autres services (pêche, biodiversité) subissent également des impacts non quantifiés.

Malgré ces limites, les résultats constituent une base pertinente pour la mise en place d'outils de gestion adaptative. L'intégration future de données locales fines, d'outils de télédétection avancés et de méthodes participatives permettra de mieux quantifier les services écosystémiques non étudiés, tels que la pêche ou la biodiversité. De plus, un suivi pluriannuel intégré des débits, du stockage hydrique et des impacts socio-économiques est nécessaire pour réduire l'incertitude et optimiser l'efficacité des futures politiques d'adaptation.

5. Conclusion

Cette étude met en lumière l'impact conjugué de l'exploitation minière et du changement climatique sur le cycle hydrologique et l'économie locale dans le district de Taolagnaro, une région côtière particulièrement vulnérable de Madagascar. Les résultats montrent une dégradation progressive des services écosystémiques liés à l'eau, caractérisée par une baisse du stockage hydrique naturel (ΔSW), une réduction du débit de base (ΔQ) et une augmentation marquée des débits de crue (ΔQ_{max}). Cette évolution reflète une perte de résilience hydrologique qui compromet à la fois la sécurité hydrique, la sécurité alimentaire et la stabilité des infrastructures.

Sur le plan économique, les perturbations hydrologiques génèrent des pertes annuelles estimées à 2,07 M€, une proportion considérable pour une économie locale fortement dépendante des ressources naturelles. L'agriculture demeure le secteur le plus touché, représentant 58 % des pertes totales, suivie par l'approvisionnement en eau potable (40,6 %). Si ces tendances persistent, les projections à l'horizon 2050 suggèrent un risque de triplement des coûts, pouvant atteindre 6,1 M€/an dans le scénario climatique le plus pessimiste (SSP5-8.5). Ces chiffres soulignent l'urgence d'agir pour éviter une dérive socio-économique liée à la dégradation des ressources en eau.

Au-delà des pertes économiques directes, les résultats révèlent un risque de cycle défavorable. La diminution des terres cultivées pluviales, couplée à une expansion rapide des zones irriguées, crée une compétition entre usages agricoles et domestiques, particulièrement en saison sèche. Parallèlement, la hausse de la fréquence et de l'intensité des crues menace les infrastructures stratégiques telles que les routes, les ponts et les réseaux hydrauliques, fragilisant les chaînes d'approvisionnement et l'accès aux services essentiels. Ces dynamiques confirment que la vulnérabilité hydrologique et économique du bassin est autant liée à des facteurs biophysiques qu'à des choix de gouvernance et d'aménagement.

Face à ce double défi, trois axes stratégiques se dégagent pour renforcer la résilience du territoire :

1. Renforcement réglementaire et suivi environnemental :

L'encadrement de l'exploitation minière doit être renforcé afin de limiter les perturbations hydrologiques. Cela implique la mise en place de normes strictes de suivi des débits, du stockage hydrique et de la qualité des eaux, ainsi qu'un système transparent de contrôle environnemental impliquant les autorités locales et la société civile.

2. Solutions fondées sur la nature (Nature-Based Solutions) :

La restauration des zones humides, des forêts riveraines et des marais littoraux représente un levier majeur pour améliorer la régulation naturelle du cycle hydrologique. Ces écosystèmes agissent comme des « infrastructures vertes » capables d'atténuer les crues, d'augmenter l'infiltration et de stabiliser les sols. Des études internationales montrent que de telles mesures peuvent réduire les pertes économiques de 25 à 40 % (Barbier et al., 2011) en moins d'une décennie, tout en préservant la biodiversité.

3. Gouvernance participative et planification intégrée :

La réussite des actions d'adaptation repose sur la concertation entre acteurs : collectivités locales, secteur privé, agriculteurs et usagers domestiques. La mise en place d'une gouvernance participative, intégrant des comités de bassin et des mécanismes de gestion partagée, est indispensable pour arbitrer entre les différents usages de l'eau et anticiper les conflits. Par ailleurs, la planification territoriale doit intégrer les projections climatiques et hydrologiques afin de concevoir des infrastructures résilientes et durables.

Cette étude a mis en évidence l'influence de la mémoire hydrique du sol sur la réponse du bassin, tout en établissant un lien direct entre la modélisation hydrologique distribuée (SWAT+) et l'évaluation économique par secteur. Elle constitue une première étape vers la construction d'un outil d'aide à la décision pour les décideurs publics et privés. Toutefois, certaines limites doivent être reconnues : l'utilisation de coefficients économiques génériques faute de données locales détaillées, la non-intégration de certains services écosystémiques comme la pêche ou la biodiversité, ainsi que l'incertitude inhérente aux scénarios climatiques. Ces limites ouvrent des perspectives de recherche futures, notamment l'intégration de données issues de la télédétection et de suivis in situ, afin de renforcer la précision des estimations.

En définitive, cette étude démontre que la combinaison du changement climatique et de l'exploitation minière industrielle représente un risque majeur pour les ressources en eau et l'économie locale. Elle met en évidence la nécessité d'une transition vers une gestion intégrée et durable des bassins versants, où la régulation naturelle et les infrastructures humaines coexistent de manière complémentaire. Sans une action concertée et rapide, les coûts économiques et sociaux risquent de croître de façon exponentielle, compromettant à la fois la sécurité hydrique, la stabilité économique et la qualité de vie des populations locales. La mise en place d'un suivi hydrologique et socio-économique à long terme est essentielle pour évaluer l'efficacité des politiques d'adaptation et ajuster les stratégies en fonction de l'évolution des conditions climatiques et minières. À l'inverse, une stratégie proactive fondée sur la prévention, la restauration écologique et la gouvernance participative peut transformer cette menace en opportunité, en plaçant l'eau au centre des politiques de développement durable pour la région de Taolagnaro et au-delà.

Bibliographie

- [1] Anosy, R. (2024). *Secteur Agriculture—Potentialités économiques*. <https://region-anosy.mg/potentialites-economiques/secteur-agriculture/>
- [2] Banerjee, S., Foster, V., Ying, Y., Skilling, D., & Wodon, Q. (2008). Cost Recovery, Equity, and Efficiency in Water Tariffs : Evidence from African Utilities. *World Bank Policy Research Working Paper*, WPS5384, 1-55. <https://doi.org/10.1596/1813-9450-5384>
- [3] Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169-193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- [4] Bowers, J. & others. (2012). On the distributions of seasonal river flows : Lognormal or otherwise? *Water Resources Research*, 48(9), W09526. <https://doi.org/10.1029/2011WR011308>
- [5] Brand, M. W., Gudiño-Elizondo, N., Allaire, M., Wright, S., Matson, W., Saksa, P., & Sanders, B. F. (2020). Stochastic Hydro-Financial Watershed Modeling for Environmental Impact Bonds. *Water Resources Research*, 56(8), e2020WR027328. <https://doi.org/10.1029/2020WR027328>
- [6] Brown, C., Joubert, A., Turpie, J., Reinecke, K., Birkhead, A., Forsythe, K., Davies, T., Mgoola, W., Nyirenda, J., & Arthur, R. (2022). The Elephant Marsh, Malawi – Part 3 : The application of an eco-social model to assess options for managing ecological status. *African Journal of Aquatic Science*, 47(3), 405-420. <https://doi.org/10.2989/16085914.2022.2044750>
- [7] C3S. (2018). *ERA5 hourly data on single levels from 1940 to present* [Jeu de données]. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS). <https://doi.org/10.24381/CDS.ADBB2D47>
- [8] DGM. (2023). *Climate data for the Taolagnaro District*.
- [9] Dong, Q. & others. (2015). Performance Assessment of Hydrological Models : The Assumption of Normally Distributed Errors. *Water*, 7(11), 6173-6189. <https://doi.org/10.3390/w7116173>

- [10] EDBM. (2021). *Yearbook économique Madagascar 2021*. EDBM. <https://edbm.mg/wp-content/uploads/2021/12/Yearbook-economique-Madagascar-2021.pdf>
- [11] FAO. (2023). *FAOSTAT Database*. <https://www.fao.org/faostat>
- [12] FEWS NET & ReliefWeb. (2024). *Bulletins des prix des produits agricoles à Madagascar*. <https://reliefweb.int>
- [13] GFDRR. (2023). *Rapports statistiques nationaux sur les pertes dues aux catastrophes*. Banque mondiale.
- [14] Grey, D., & Sadoff, C. W. (2007). Sink or swim ? Water security for growth and development. *Water Policy*, 9(6), 545-571. <https://doi.org/10.2166/wp.2007.021>
- [15] Harper, G. J., Steininger, M. K., Tucker, C. J., Juhn, D., & Hawkins, F. (2019). Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental Conservation*, 34(4), 325-333. <https://doi.org/10.1017/S0376892907004262>
- [16] INSTAT Madagascar. (2006). *Recensement de l'Agriculture 2004-2005*. INSTAT. <https://documents1.worldbank.org/curated/en/184371468091191021/pdf/779810WP0madag00250for0the0abstract.pdf>
- [17] INSTAT Madagascar. (2018). *Enquête Emploi et Secteur Informel (EESI)—Résultats régionaux pour la région Anôsy*. Institut National de la Statistique. <http://www.instat.mg/publications/eesi-2018>
- [18] Institut National de la Statistique (INSTAT). (2020). *Résultats globaux du Recensement Général de la Population et de l'Habitation 2018 (RGPH-3)—Tome 2 : Tableaux statistiques*. INSTAT Madagascar. https://madagascar.unfpa.org/sites/default/files/pub-pdf/resultat_globaux_rgph3_tome_02.pdf
- [19] IPCC. (2022). *Climate Change 2022 : Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press.
- [20] Japan International Cooperation Agency. (2018). *Stratégies d'approvisionnement en eau pour la ville d'Antananarivo*. JICA. <https://openjicareport.jica.go.jp>
- [21] JIRAMA. (2025). *Interview du Directeur Général de la JIRAMA sur le coût de production de l'eau*. <https://www.madagascar-tribune.com>
- [22] Kumar, N., Singh, S. K., Srivastava, P. K., & Narsimlu, B. (2017). SWAT Model calibration and uncertainty analysis for streamflow prediction of the Tons River Basin, India, using Sequential Uncertainty Fitting (SUFI-2) algorithm. *Modeling Earth Systems and Environment*, 3(1), 30. <https://doi.org/10.1007/s40808-017-0306-z>
- [23] Memarian, H., Balasundram, S. K., Abbaspour, K. C., Talib, J. B., Boon Sung, C. T., & Sood, A. M. (2014). SWAT-based hydrological modelling of tropical land-use scenarios. *Hydrological Sciences Journal*, 59(10), 1808-1829. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.892598>
- [24] Ministère de l'Eau, de l'Assainissement et de l'Hygiène (MEAH). (2025). *Projet d'amélioration de l'accès à l'eau potable (AEP)—Fort-Dauphin et Tuléar : Termes de Référence de l'Appel à Manifestation d'Intérêt (TDR AMI MEAH-02-25)*. MEAH Madagascar. https://paaep.mg/resources/cariboost_files/TDR-AMI-MEAH-02-25.pdf
- [25] Nicholls, R. J., & Cazenave, A. (2010). Sea-level rise and its impact on coastal zones. *Science*, 328(5985), 1517-1520. <https://doi.org/10.1126/science.1185782>
- [26] PRÉRAD-OI & CIRAD. (2023). *FoodSec Madagascar : Rapport sur les rendements et marges agricoles*. PRÉRAD-OI et CIRAD. https://www.prerad-oi.org/fr/content/download/5437/39643/version/1/file/FoodSec_Mada_Activ1_Rap01_Prod_VF_Juille2023.pdf

- [27] Rasoanaivo, Z. R. (2025). *Étude de l'interaction entre l'exploitation minière et le changement climatique sur le cycle hydrologique: Cas de Mandena – Taolagnaro* (Version v1.0). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.16965306>
- [28] Rio Tinto. (2021, octobre 1). *Access to drinking water in Fort Dauphin: Signing of a partnership protocol between Rio Tinto QMM and the Ministry of Water, Sanitation and Hygiene*. <https://www.riotinto.com/en/news/releases/2021/access-to-drinking-water-in-fort-dauphin>
- [29] Sao, D., Kato, T., Tu, L. H., Thouk, P., Fitriyah, A., & Oeurng, C. (2020). Evaluation of Different Objective Functions Used in the SUFI-2 Calibration Process of SWAT-CUP on Water Balance Analysis: A Case Study of the Pursat River Basin, Cambodia. *Water*, 12(10), 2901. <https://doi.org/10.3390/w12102901>
- [30] Savadogo, P., Diallo, S., & Kouadio, L. (2021). Relationship between soil moisture and crop yield under tropical conditions: A case study in Burkina Faso. *Agricultural Water Management*, 243, 106450. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106450>
- [31] Tarolli, P., Luo, J., Straffellini, E., Liou, Y.-A., Nguyen, K.-A., Laurenti, R., Masin, R., & D'Agostino, V. (2023). Saltwater intrusion and climate change impact on coastal agriculture. *PLOS Water*, 2(4), e0000121. <https://doi.org/10.1371/journal.pwat.0000121>
- [32] UNICEF & WASHCost. (2021). *Évaluation des coûts de l'eau potable et de l'assainissement à Madagascar*.
- [33] USGS. (2020). *Statistical Characterization of Streamflow Data*. United States Geological Survey. https://rosap.nsl.bts.gov/view/dot/60530/dot_60530_DS4.pdf
- [34] Waeber, P. O., Wilmé, L., Ramamonjisoa, B., Garcia, C., Rakotomalala, D., Rabemananjara, Z. H., & Sayer, J. (2018). How effective have thirty years of internationally driven conservation and development efforts been in Madagascar? *PLOS ONE*, 13(9), e0203980. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203980>
- [35] World Bank. (2020). *Madagascar Country Environmental Analysis*. World Bank Group.
- [36] World Bank. (2023a). *Republic of Madagascar: Agricultural Market Incentives and Distortions*. World Bank Group. <https://documents.worldbank.org>
- [37] World Bank. (2023b). *Republic of Madagascar: Utility Performance and Tariff Review*. World Bank Group. <https://documents.worldbank.org>