

Application des modèles Seasonal Water Yield (SWY) et Sediment Delivery Ratio (SDR) d'InVEST au nord de Madagascar

Analyse de la disponibilité en eau, de l'influence du couvert végétal sur le SWY et du transport sédimentaire.



Certificat complémentaire en géomatique

Université de Genève

Rédigé par **Yasmine Moftizadeh**

Encadré par Louis Nusbaumer, Pascal Martin et Anthony Lehmann

Janvier 2026

Table des matières

Table des matières	2
1. Résumé	4
2. Introduction	5
2.1 Madagascar : un hotspot mondial de biodiversité	6
2.2 Le système des aires protégées à Madagascar	6
2.3 Déforestation et pressions anthropiques à Madagascar	7
2.4 Les services écosystémiques liés à l'eau à Madagascar	8
2.5 Objectifs du stage	8
3. Approche théorique	9
3.1 Le modèle Seasonal Water Yield	9
3.2 L'évolution de la couverture forestière du nord de Madagascar	10
3.3 Le modèle Sediment Delivery Ratio	12
4. Matériel et méthodes	12
4.1 InVEST et le modèle Seasonal Water Yield	12
4.1.1 Présentation des données d'input du modèle Seasonal Water Yield	12
4.1.2 Test de sensibilité du paramètre β	14
4.1.3 Présentation des données d'output du modèle	16
4.1.4 Analyses effectuées et symbologies correspondantes	19
4.1.5 Influence de la couverture forestière sur les outputs du modèle	19
4.2 InVEST et le modèle Sediment Delivery Ratio	23
4.2.1 Présentation des données d'input du modèle	23
4.2.2 Sensibilité et calibration du modèle	25
4.2.3 Présentation des données d'output du modèle	26
4.3 Données de population	27
4.3.1 Le troisième recensement général de la population et de l'habitation de 2018	27
4.3.2 Les données WorldPop	28
5. Résultats	30
5.1 Outputs du Seasonal Water Yield	30
5.2 Influence du couvert forestier sur le modèle SWY	38
5.3 Outputs du Sediment Delivery Ratio	50
5.4 Cartes de populations	55
6. Discussion et limitations	57
7. Conclusion / Perspectives et recommandations	58
8. Réflexions sur le déroulement du stage	59
9. Bibliographie	60

10.	Annexes.....	64
10.1	Code python pour déterminer les quantiles de chaque couche	64
10.2	Tables pour les modèles SWY et SDR.....	65
10.3	Quickflow, Baseflow et Local Recharge pour les années 1973, 1990 et 2005	66
10.4	Quickflow mensuel pour 2022.....	71
10.5	LULC pour 1973, 1990 et 2005.....	72
10.6	Masques de forêt pour 1973, 1990 et 2005.....	73

1. Résumé

Ce stage réalisé aux CJBG avait pour objectif d'analyser la disponibilité en eau et la dynamique du transport sédimentaire dans le nord de Madagascar, dans un contexte marqué par la déforestation. Deux modèles du logiciel InVEST ont été mobilisés : le Seasonal Water Yield (SWY), pour quantifier le ruissellement, l'infiltration et le flux de base, et le Sediment Delivery Ratio (SDR), pour évaluer les zones sensibles à l'érosion et au transport sédimentaire.

L'analyse des couches Quickflow, Baseflow et Local Recharge a montré que la répartition spatiale des flux hydrologiques dépend fortement des précipitations, de la topographie et de la couverture forestière. Les zones forestières favorisent l'infiltration et augmentent le flux de base, tandis que les secteurs déboisés présentent un ruissellement rapide accru. Les résultats comparant deux bassins versants contrastés en termes de déforestation ont mis en évidence que la réponse hydrologique peut varier selon l'intensité du déboisement et les conditions locales, soulignant l'importance d'une approche multifactorielle pour interpréter les données. L'érosion et le transport sédimentaire identifiés par le modèle SDR montrent que les forêts jouent un rôle clé de rétention, alors que les sols nus et les prairies sur pentes raides sont particulièrement vulnérables. La topographie et la connectivité du réseau hydrographique influencent également la dynamique sédimentaire.

Ce travail a permis l'identification des zones à forte et faible infiltration et ruissellement ainsi que les zones vulnérables face à l'érosion, et plus généralement la production d'une série de cartes intégrant la répartition de la population, afin d'adopter une approche intégrée reliant services écosystémiques et enjeux socio-environnementaux. L'usage des logiciels InVEST et ArcGIS Pro a favorisé la production cartographique et l'appropriation d'outils de géomatique avancés.

Plusieurs limites méthodologiques ont été identifiées : la qualité et la résolution des données d'entrée pour Madagascar restent limitées, l'occupation du sol ne distingue pas les types forestiers, et les modèles ne fournissent que des valeurs annuelles ou se concentrent sur un seul type d'érosion. Ces contraintes impliquent de considérer les résultats de manière relative et spatiale, plutôt qu'absolue. Des travaux complémentaires de calibration et d'analyse de sensibilité seraient nécessaires pour renforcer la robustesse des conclusions.

Ce stage s'inscrit dans la continuité des projets précédents des CJBG et contribue à l'élaboration d'une infrastructure écologique pour le nord de Madagascar. Les perspectives ouvertes par ce travail incluent l'amélioration des modèles hydrologiques et sédimentaires, la prise en compte des types de couvert forestier, ainsi que l'exploitation d'autres modules d'InVEST, tels que Nutrient Delivery Ratio ou Carbon Storage and Sequestration, afin de mieux comprendre et gérer les services écosystémiques du territoire.

2. Introduction

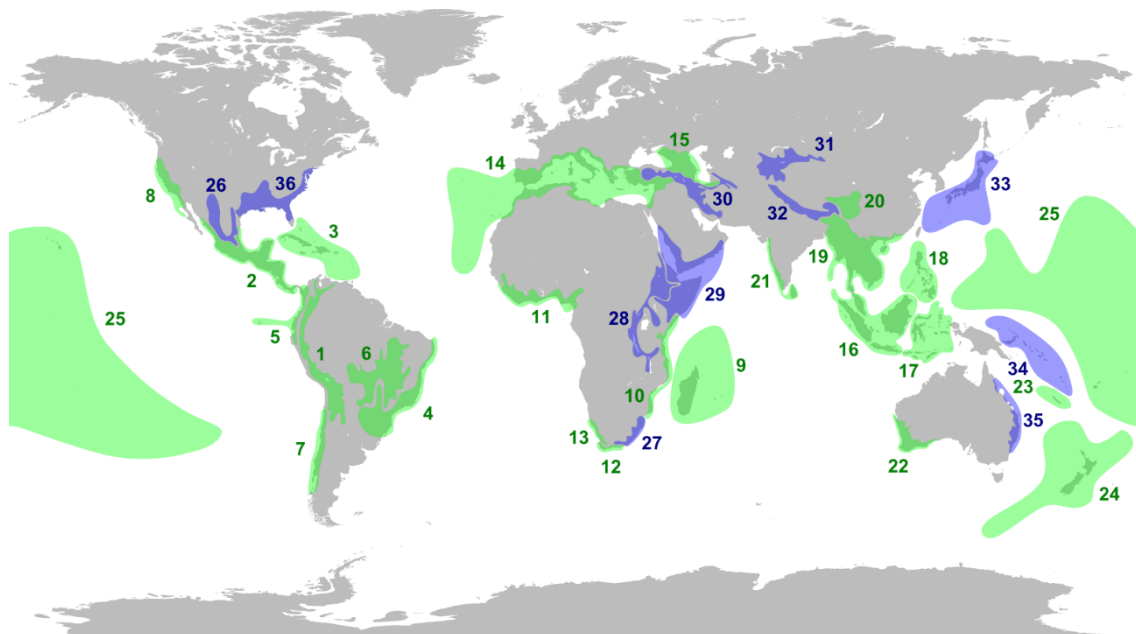
La vie sur la planète Terre se décline en mille couleurs et mille formes. Elle est profondément fascinante par sa capacité d'évolution, sa résilience, ainsi que par l'harmonie et l'équilibre dynamique qui permettent aux cinq règnes du vivant de coexister. Toutefois, cet équilibre est aujourd'hui fragilisé depuis que l'Homme est devenu une force dominante à l'échelle planétaire, période que les géologues désignent sous le terme d'Anthropocène. Bien que sa date de début fasse encore débat, elle est généralement située entre la fin de la révolution industrielle et la « grande accélération » du milieu du XX^e siècle (Ruddiman, 2013). Depuis lors, la nature, avec ses écosystèmes, ses habitats et l'ensemble de ses espèces, est soumise à une pression anthropique croissante.

Ainsi, la déforestation, l'urbanisation, l'exploitation des ressources naturelles, la pollution et les effets du changement climatique constituent autant de causes directes de la destruction des habitats, entraînant un déclin extrêmement rapide de la biodiversité mondiale. Cette perte de biodiversité, observée depuis plusieurs décennies, est d'ailleurs qualifiée par de nombreux scientifiques de sixième grande extinction de masse que la Terre ait connue (Barnosky et al., 2011).

Face à cette situation, la protection de la biodiversité s'est progressivement imposée comme un enjeu majeur de l'agenda politique international à partir de la seconde moitié du XX^e siècle. À cette époque, la conservation de la nature reposait principalement sur une logique de séparation entre l'Homme et la nature, notamment par la création d'aires protégées visant à mettre certains espaces « sous cloche » afin de les préserver des pressions anthropiques. Dans ce contexte, la notion de hotspot de biodiversité, développée par Myers et al. (2000), a émergé afin d'identifier les zones les plus menacées. Un hotspot est défini selon deux critères principaux : un taux d'endémisme supérieur à 0,5 % du nombre total d'espèces de plantes vasculaires de la biosphère, et un niveau élevé de menace pesant sur le milieu. En l'an 2000, 24 hotspots de biodiversité ont été identifiés à l'échelle mondiale. Plus de vingt ans plus tard, ce nombre s'élève à 36 (Habel et al., 2019). L'île de Madagascar en a toujours fait partie.

Figure 1 : Carte des hotspots de biodiversité dans le monde. En vert, les hotspots définis dès 2000, en bleu, ceux rajoutés par la suite.

Source : Biodiversity Hotspots.svg par Ninjatacoshell, dérivé de World map blank without borders.svg par Crates, Wikimedia Commons, licence Creative Commons Attribution-ShareAlike 3.0 (CC BY-SA 3.0).



2.1 Madagascar : un hotspot mondial de biodiversité

Madagascar est une île d'environ 587 000 km², située dans l'océan Indien, et constitue la quatrième plus grande île du monde. Elle est reconnue comme l'un des territoires présentant une biodiversité parmi les plus riches et les plus singulières au monde. Sur l'ensemble de l'île, on estime que 83 % des plantes vasculaires et 90 % des espèces de vertébrés connues sont endémiques (Callmander et al., 2011 ; Crottini et al., 2012), plaçant Madagascar au premier rang mondial en termes de taux d'endémisme. Bien qu'elle représente moins de 1 % de la surface terrestre, l'île abrite plus de 5 % de la biodiversité mondiale, ce qui en fait l'un des hotspots de biodiversité les plus importants (Goodman & Benstead, 2005). Par ailleurs, une part significative de la biodiversité malgache demeure encore inconnue : les scientifiques estiment que plusieurs centaines d'espèces rares restent à décrire (Ondo et al., 2024). Ces chiffres exceptionnellement élevés témoignent de la grande diversité d'écosystèmes et d'habitats présents sur l'île.

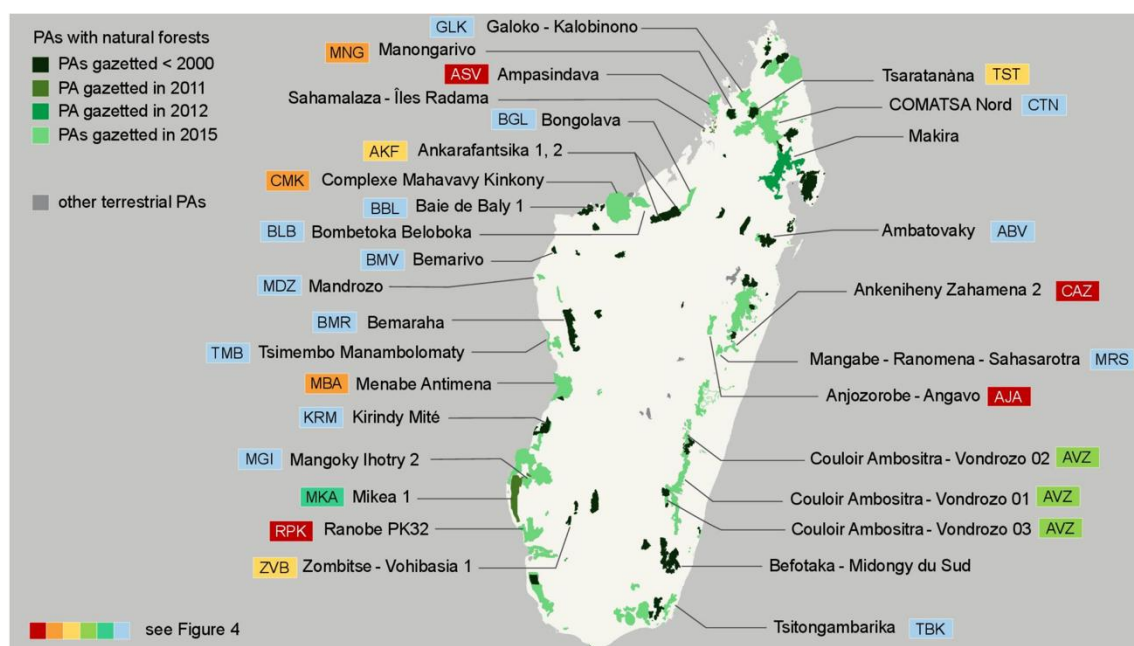
Ce niveau d'endémisme s'explique principalement par deux facteurs : l'isolement géographique de Madagascar et la forte diversité de ses conditions abiotiques (Ali & Aitchison, 2008 ; Antonelli et al., 2022). Madagascar est devenue une île il y a environ 88 millions d'années, lorsqu'elle s'est détachée du sous-continent indien et s'est rapprochée du continent africain. Depuis lors, les espèces présentes sur l'île ont évolué de manière indépendante par spéciation allopatrique, se différenciant progressivement de leurs parents continentaux et donnant naissance à de nombreuses espèces endémiques (Antonelli et al., 2022). En outre, Madagascar présente une grande hétérogénéité interne : sa topographie, sa géologie et sa pédologie engendrent une diversité de climats, allant d'une côte est humide et tropicale à des hauts plateaux plus frais et secs, tandis que le sud de l'île est marqué par des conditions arides (Jury et al., 2022).

2.2 Le système des aires protégées à Madagascar

Les efforts de conservation de la biodiversité à Madagascar se sont principalement traduits par la mise en place d'un réseau d'aires protégées. La première aire protégée a été créée en 1927 (Vieilledent et al., 2020). Selon la Fondation pour les Aires Protégées et la Biodiversité de Madagascar (FAPBM), 123

Figure 2: Evolution du réseau des aires protégées (AP) de Madagascar depuis 2000.

Source : Reproduit de Andrianambinina et al. (2023), Madagascar Conservation & Development, 18(1), p. 16.



aires protégées étaient recensées en 2023, couvrant près de 7,6 millions d'hectares, soit 10,8 % du

territoire terrestre et 11,8 % des zones marines côtières. Le Système des Aires Protégées de Madagascar (SAPM) inclut ces aires protégées ainsi que des *priority sites for potential conservation*, représentant plus de 6,8 millions d'hectares supplémentaires (FAPBM, 2023).

Depuis près d'un siècle, on observe donc une augmentation du nombre d'aires protégées, accompagnée de programmes de développement rural visant à soutenir les actions de conservation. Toutefois, malgré ces efforts, la déforestation continue de sévir fortement : Madagascar a perdu près de 44 % de sa forêt naturelle depuis 1953 (Vieilledent et al., 2018). Cette situation paradoxale s'explique à la fois par les causes profondes de la déforestation et par les limites de la gouvernance des aires protégées.

Une grande partie de la biodiversité mondiale se situe dans des pays disposant de ressources humaines et financières limitées, et dépendant fortement du soutien des bailleurs internationaux pour renforcer leurs capacités de conservation (Smith et al., 2003). Ces pays sont souvent confrontés à une instabilité politique élevée, qui entrave la mise en œuvre efficace des politiques de conservation, notamment en raison du détournement de fonds, de la faible rémunération des fonctionnaires favorisant la corruption, du manque de poids politique des institutions environnementales ou encore de capacités limitées de suivi et d'évaluation des projets (Smith et al., 2003). Madagascar est particulièrement concernée par ces difficultés (Vieilledent et al., 2020 ; Ward et al., 2018). Le gouvernement malgache ne finance pas directement la gestion du SAPM, dont les ressources proviennent principalement de bailleurs internationaux tels que la Banque mondiale et l'USAID (Vieilledent et al., 2020). Par ailleurs, bien que le déboisement soit officiellement interdit depuis 1987, cette législation est peu appliquée. La crise politique de 2009, suivie de plusieurs années d'instabilité, a encore affaibli le financement et la gestion des aires protégées. Enfin, l'organisme Fanamby, chargé de la gestion de certaines aires protégées, ne dispose d'aucun pouvoir de police et se limite à des actions de sensibilisation, d'inventaire, de suivi de la biodiversité et d'organisation de patrouilles communautaires (Vieilledent et al., 2020).

2.3 Déforestation et pressions anthropiques à Madagascar

Comme nous l'avons vu, les chiffres sont particulièrement alarmants : la superficie des forêts naturelles de Madagascar est passée de 16 millions d'hectares en 1953 à 8,9 millions d'hectares en 2014, soit une perte de 44 %. Près de 37 % de cette déforestation a eu lieu entre 1973 et 2014 (Vieilledent et al., 2018 ; Hending et al., 2022). Cette déforestation, difficilement freinée par les problèmes de gouvernance, résulte de plusieurs facteurs. Premièrement, près de 90 % de la population dépend de la biomasse pour ses besoins énergétiques quotidiens, établissant un lien étroit entre croissance démographique et déforestation (Minten et al., 2013). Avec un taux de croissance démographique d'environ 2,8 % par an, la pression sur les terres agricoles et sur le bois ne cesse d'augmenter (Vieilledent et al., 2018 ; 2020). La pratique de la culture sur brûlis (aussi appelé tavy), qui permet de libérer rapidement des terres cultivables et d'enrichir temporairement les sols par les cendres, contribue également de manière significative à la déforestation (Gade, 1996).

Cette perte forestière rapide a des conséquences majeures sur la biodiversité : Allnutt et al. (2008) estiment une diminution de 9 % du nombre d'espèces consécutive à une déforestation de 40 % entre 1950 et 2000. Étant donné qu'environ 90 % des espèces malgaches dépendent directement de la forêt, ces pertes pourraient s'accroître si la déforestation se poursuit au même rythme (Vieilledent et al., 2018). Les impacts se font également sentir sur les sols et les ressources naturelles : la disparition du couvert forestier a entraîné une forte érosion, notamment sur les Hautes Terres centrales (Gade, 1996), tandis que la raréfaction du bois a accru la dépendance aux plantations, rendant cette ressource plus coûteuse pour une population déjà majoritairement sous le seuil de pauvreté.

Par ailleurs, Madagascar subit également les effets du changement climatique. Les températures augmentent jusqu'à 0,05 °C par an, tandis que les précipitations diminuent (Weiskopf et al., 2021). D'ici la fin du XXI^e siècle, les températures moyennes pourraient augmenter de 1,1 à 2,6 °C (Hending et al., 2022). La fréquence des sécheresses, des cyclones et des inondations s'est également accrue, renforçant

la vulnérabilité du pays et de sa population (Hending et al., 2022). Enfin, les interactions entre déforestation et climat sont particulièrement importantes : Desbureaux et Damania (2018) montrent que les sécheresses modérées favorisent l'expansion agricole et donc la déforestation, tandis que les sécheresses extrêmes peuvent temporairement freiner le déboisement en réduisant la prise de risque des agriculteurs. Ces dynamiques soulignent la forte vulnérabilité des populations face au changement climatique et les liens étroits entre climat, déforestation et perte de biodiversité. Comme souvent en sciences de l'environnement, ces phénomènes sont profondément interconnectés.

2.4 Les services écosystémiques liés à l'eau à Madagascar

Les services écosystémiques liés à l'eau sont nombreux et essentiels : ils incluent l'approvisionnement en eau potable, en nourriture et en matériaux, la régulation par la filtration naturelle, le contrôle des crues, le maintien de la qualité de l'eau ainsi que le soutien aux cycles des nutriments et aux habitats des espèces (Grizzetti et al., 2016).

À Madagascar, où la forêt constitue une ressource naturelle indispensable à la vie, les ressources en eau jouent un rôle tout aussi crucial pour le maintien des écosystèmes et des populations (Brauman, 2015 ; Guswa et al., 2017 ; Scordo et al., 2018). Pourtant, l'accès à l'eau reste un défi majeur pour la population : 49 % des Malgaches ne disposent pas d'un accès basique et stable à l'eau potable (Banque mondiale, 2022). Cette situation est aggravée par la croissance démographique, qui entraîne une demande en eau toujours plus élevée. Par ailleurs, des études récentes indiquent que les ressources en eau des bassins fluviaux malgaches seront soumises à une pression croissante, pouvant provoquer des pénuries locales (Rakotoarimanana & Ishidaira, 2022 ; Rabezanahary et al., 2021). Ces tendances s'inscrivent dans un contexte global de diminution des ressources en eau, où les changements de précipitations modifient non seulement la quantité annuelle d'eau disponible, mais aussi sa répartition spatiale et temporelle (Rakotoarimanana et al., 2024).

Face à ces enjeux, il est essentiel de développer des plans de gestion adaptés des bassins versants, afin d'assurer le bon fonctionnement des systèmes hydrologiques. Les programmes de gestion se concentrent notamment sur l'augmentation du « baseflow », en particulier dans les zones fortement impactées par l'agriculture (Bremer et al., 2020). Comprendre et étudier le baseflow revêt donc une importance cruciale pour orienter la gestion des systèmes hydrologiques (Hamel et al., 2020), notamment à travers l'utilisation de modèles hydrologiques capables d'identifier les zones à risque d'inondation ou de sécheresse, tout en prenant en compte les changements d'usage du sol, comme la déforestation, et les scénarios climatiques futurs (Hamel et al., 2020).

Par ailleurs, il est nécessaire de développer des connaissances et des stratégies de gestion concernant l'érosion des sols, face à l'augmentation de la charge sédimentaire liée à la déforestation (Harifidy & Nobuhito, 2025). La végétation joue un rôle majeur dans la rétention des sédiments (Hamel et al., 2017), et sa disparition compromet l'équilibre du transport sédimentaire. Cette hausse de la charge sédimentaire a des conséquences importantes, notamment en affectant la qualité de l'eau, l'irrigation en aval, le traitement de l'eau, ainsi que le rendement et la gestion des réservoirs (Walling, 2008).

En somme, les changements d'usage du sol à Madagascar posent de réels défis à la biodiversité et menacent la capacité des écosystèmes à fournir des services essentiels à la population. Il est donc crucial de renforcer les connaissances sur ces enjeux, afin d'informer les décideurs et de guider la mise en œuvre de politiques efficaces sur le terrain.

2.5 Objectifs du stage

Le stage s'est articulé autour de plusieurs objectifs qui seront expliqués dans cette sous-section.

Le premier objectif portait sur l'analyse de la disponibilité en eau dans le nord de Madagascar à l'aide du modèle Seasonal Water Yield du logiciel InVEST. L'objectif était d'identifier les zones présentant

une forte infiltration et un important ruissellement, ainsi que celles souffrant de déficits en eau. Dans le cadre de cet objectif, il s'agissait également d'évaluer l'influence du couvert végétal sur les résultats du modèle, afin de mieux comprendre l'impact de la déforestation sur la disponibilité en eau.

En complément, le modèle Sediment Delivery Ratio d'InVEST a été utilisé pour déterminer les zones particulièrement sensibles au transport de sédiments.

Le présent rapport se concentre sur ces deux premiers objectifs. Il sera mis à jour à la fin du stage, en mi-février 2026, pour inclure les premiers résultats du troisième objectif, qui porte sur l'harmonisation et la préparation des symbologies à différentes échelles et pour différents objets cartographiques couvrant l'ensemble du nord de Madagascar.

Parallèlement, un rapport sera rédigé d'ici mi-février afin d'analyser la position de Madagascar sur la scène climatique internationale, en examinant ses engagements passés, actuels et futurs en matière d'atténuation et d'adaptation. Ce travail permettra de mieux comprendre les objectifs climatiques et de biodiversité que Madagascar s'est fixé, ainsi que la vision du gouvernement malgache face aux défis du changement climatique.

3. Approche théorique

3.1 Le modèle Seasonal Water Yield

Créé par l'Université de Stanford via « The Natural Capital Project » en 2012, InVEST est une suite de modèles logiciels libres et open-source permettant la modélisation et la quantification de plusieurs services écosystémiques. Les modèles InVEST utilisent des cartes en input contenant des informations sur le territoire concerné (altitude, utilisation du sol, types de sol ou encore précipitations pour n'en nommer que quelques-uns) et produisent en output une série de cartes permettant de représenter spatialement et en termes biophysiques les services écosystémiques en question. À ce jour, 20 modèles permettent d'adresser une multitude de services écosystémiques sur l'eau, le carbone, l'agriculture et la pollinisation, sur la qualité des habitats, sur l'énergie marine et éolienne, sur certains services écosystémiques urbains comme la réduction des îlots de chaleur ou l'atténuation du risque d'inondation ou encore sur des services culturels comme la qualité esthétique des paysages et le tourisme (pour plus d'informations sur chacun des modèles, voir le [site d'InVEST](#)).

Son avantage principal réside dans le fait que les données d'input sont assez simples à se procurer et dépendent principalement de données open source globales (type CHELSA ou ESA World Cover), rendant les modèles accessibles à tous les utilisateurs et applicables même aux régions disposant de peu de données. Ainsi, InVEST est reconnu comme le modèle le plus utilisé pour modéliser les services écosystémiques (Scordo et al., 2018). Cependant, il est important de noter que la faiblesse principale des modèles InVEST se situe au niveau de la précision des informations d'output. En effet, si les modèles n'ont pas besoin de beaucoup de données d'input et que ces dernières sont généralement faciles à obtenir, cela a pour conséquence la production de données qui manquent en précision et qui ne représentent pas toujours adéquatement la réalité (Scordo et al., 2018 ; Halder et al., 2022). Plusieurs chercheurs avancent donc la nécessité de calibrer le modèle au maximum en fonction des données observées disponibles (Benra et al., 2021 ; da Silva Anjinho et al., 2022).

Dans ce travail, deux modèles ont été utilisés : le Seasonal Water Yield ainsi que le Sediment Delivery Ratio dans le but de mieux comprendre tant la disponibilité de l'eau que les zones à forte sédimentation du nord de Madagascar. Pour faute de temps, c'est surtout sur le Seasonal Water Yield que s'est concentré la majorité du travail effectué, ce qui a permis d'explorer le modèle et ses outputs de manière extensive.

Le Seasonal Water Yield (ci-après SWY) est un modèle particulièrement utile pour analyser les différences saisonnières sur le rendement de l'eau dans des régions comme Madagascar qui sont soumises à une saison sèche et une saison humide. Le SWY n'est pourtant pas le seul à le faire : les modèles comme SWAT, HBV, HEC-HMS ou encore MIKE-SHE sont également reconnus pour cet usage, parfois avec même plus de précision dans les résultats que pour le SWY (Gashaw et al., 2022). Seulement, ces modèles sont exigeants en termes de données d'input et s'applique donc bien dans les zones qui disposent d'une bonne couverture de données observées, ce qui n'est malheureusement pas le cas de Madagascar, où le problème de la rareté et l'absence de donnée continue de former une limite principale pour les chercheurs.

Le but principal du SWY est d'estimer la quantité d'eau produite par un bassin versant et qui rejoint les cours d'eau sur une période d'une année. Il permet cela en combinant des informations spatiales sur le climat, la topographie et l'utilisation des sols avec des hypothèses simples sur l'acheminement des flux, afin de fournir des informations spatialement réparties sur la contribution relative des débits de base au sein d'un paysage. Encore une fois, les données nécessaires pour faire tourner le modèle sont peu nombreuses et permettent ainsi d'appliquer le modèle là où les données sont rares et/ou peu disponibles. Le modèle produit trois indices principaux qui permettent de modéliser le bilan hydrique : le quickflow ou débit rapide, la recharge locale ou débit de base potentiel, et enfin le baseflow, représentant le débit de base réel. Nous définirons plus en détails ces outputs dans la section [4.1.3](#).

3.2 L'évolution de la couverture forestière du nord de Madagascar

La littérature consacrée aux effets de la déforestation sur la disponibilité de l'eau souligne de manière récurrente l'existence d'un lien entre la perte de couverture forestière et l'augmentation du ruissellement rapide (voir Randriamaherisoa et Binard, 1992 ; Farley et al., 2005). Parmi ces travaux, l'étude de Sahin et Hall (1996) permet d'éclairer les impacts potentiels de la déforestation sur le fonctionnement hydrologique. En analysant l'influence des changements de couverture végétale sur le rendement en eau (water yield) des bassins versants, les auteurs s'appuient sur une large synthèse de 145 études expérimentales. Les résultats de cette étude nous montrent que la déforestation tend à augmenter le ruissellement rapide (donc le quickflow), car moins d'eau est interceptée et évaporée par la végétation. Aussi, l'ampleur de la réponse hydrologique dépend fortement du type de végétation : les conifères, à forte évapotranspiration, influencent beaucoup plus le rendement en eau que les eucalyptus par exemple (Sahin et Hall, 1996). Ce point, bien que très intéressant, ne nous sera malheureusement pas utile dans notre recherche puisque nous ne faisons aucune distinction entre différents types de forêts dans notre couche d'occupation du sol.

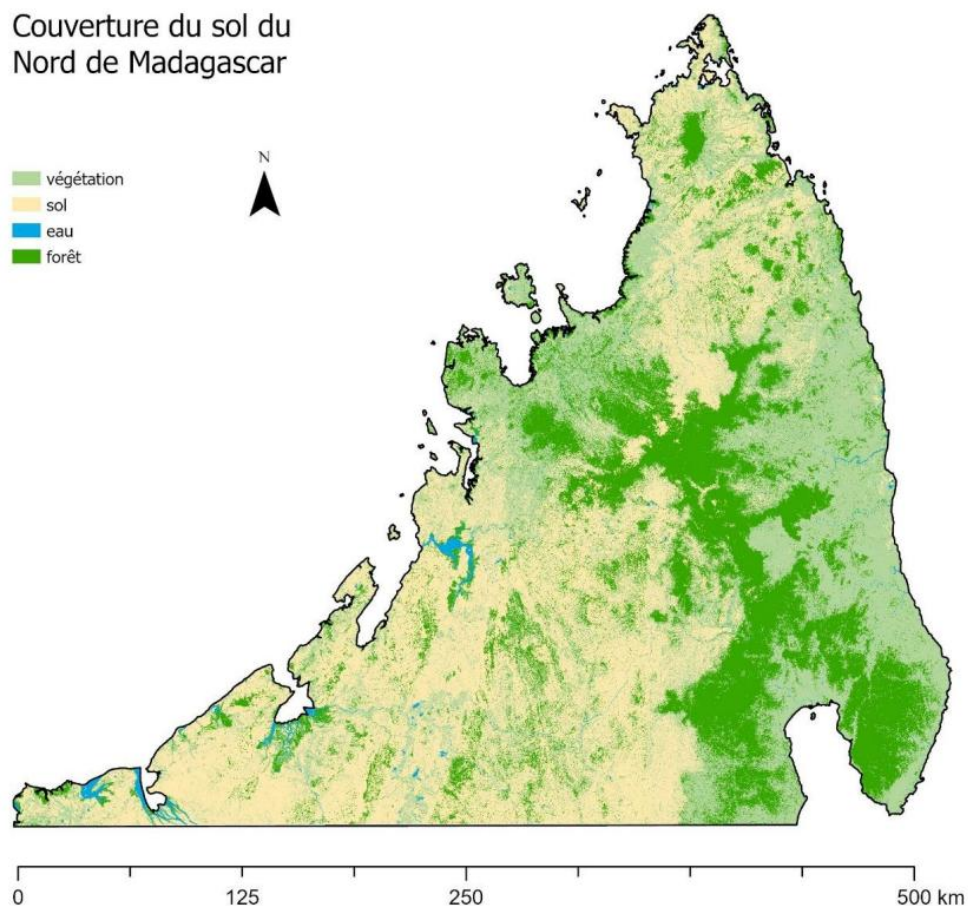
À l'inverse, en ce qui concerne l'infiltration de l'eau, l'étude de Peña-Arancibia et al. (2019) montre que la déforestation tend à réduire les capacités d'infiltration, en particulier dans les bassins versants tropicaux à forte saisonnalité (comme ceux du nord de Madagascar) où les débits de la saison sèche sont fortement impactés. Cette diminution de l'infiltration entraîne une augmentation du ruissellement de surface rapide et une réduction de la recharge des eaux souterraines ainsi que du débit de base (baseflow) (Peña-Arancibia et al., 2019). À l'inverse, l'étude d'Ilstedt et al. (2007) met en évidence que l'afforestation en milieu tropical favorise une augmentation significative de la capacité d'infiltration des sols, celle-ci ayant en moyenne triplé après le reboisement de terres agricoles.

L'un des objectifs de ce travail est d'analyser l'impact de la déforestation entre 1953 et 2022 sur la disponibilité en eau dans le nord de Madagascar à l'aide du modèle Seasonal Water Yield (SWY) d'InVEST. Pour cela, des travaux antérieurs ont été mobilisés afin de disposer de données spatialisées sur l'évolution de la couverture forestière au cours des dernières décennies. En particulier, les données de Vieilledent et al. (2018) ont été utilisées. Ces auteurs ont produit un ensemble de cartes binaires de couverture forestière couvrant la période 1953–2014, à partir de deux sources principales. Pour les années 1953, 1973, 1990 et 2000, ils se sont appuyés sur les cartes forestières de Harper et al. (2007),

élaborées à partir de photographies aériennes pour 1953, puis de classifications supervisées d'images Landsat pour les périodes ultérieures. La carte de 1953 présente ainsi une résolution plus grossière et une précision moindre que les cartes plus récentes, mais demeure néanmoins exploitable dans le cadre de ce travail. Pour la période 2000–2014, Vieilledent et al. (2018) ont mobilisé les cartes annuelles de perte de couverture forestière à 30 m de résolution produites par Hansen et al. (2013). Ces auteurs ont formulé l'hypothèse d'une absence d'afforestation entre 1953 et 2014, ce qui implique qu'un pixel classé comme forestier à une date donnée l'est également pour les années antérieures. La combinaison de ces différentes sources a permis la production de cartes annuelles continues de déforestation à long terme sur la période 1953–2014.

En complément, la carte d'occupation du sol développée par Sophie Nobel dans le cadre de son mémoire de master (2023) a également été utilisée afin de dériver une carte binaire de forêt pour l'année 2022. Cette carte repose sur une classification supervisée d'images Sentinel-2 couvrant la période 2020–2022 et distingue quatre classes principales (forêt, sol nu, végétation non forestière et eau). À partir de cette classification, une carte binaire de la couverture forestière a été obtenue par rééchantillonnage, en ne conservant que la classe « forêt ».

Figure 3: Carte de végétation du nord de Madagascar établie par la classification supervisée de Nobel (2023).



Ainsi, les travaux de Vieilledent et al. (2018), fondés sur ceux de Harper et al. (2007) et Hansen et al. (2013), ainsi que ceux de Nobel (2023), constituent la base du matériel cartographique mobilisé dans cette étude visant à comprendre l'influence du couvert forestier sur le modèle Seasonal Water Yield d'InVEST.

3.3 Le modèle Sediment Delivery Ratio

La rétention des sédiments permise par la végétation est un service écosystémique important à comprendre et à analyser en vue d'élaborer des plans de gestion du paysage et des bassins versants, notamment en lien avec le développement agricole, la demande en eau, la conservation de la biodiversité ou encore la priorisation de sites pour la restauration (Hamel et al., 2017). En effet, on observe une augmentation globale des charges sédimentaires dans les cours d'eau, affectant non seulement la qualité de l'eau mais aussi l'irrigation en aval, le traitement de l'eau et le rendement et la gestion des réservoirs (Walling, 2008). Le transport des sédiments est déterminé par plusieurs facteurs naturels comme le climat, les propriétés du sol, la topographie et la végétation, mais aussi par des facteurs anthropiques comme les activités agricoles ou encore les barrages (McMahon et al., 2022). De plus, il existe plusieurs types d'érosion qui contribuent à l'acheminement de sédiments vers un cours d'eau :

- L'érosion terrestre provoquée par la pluie ou le ruissellement, généralement assez uniforme,
- L'érosion en ravines formant des chenaux parfois permanents qui se créent après de fortes pluies notamment dans les zones déboisées,
- L'érosion des berges impliquant l'usure des rives des cours d'eau sous l'effet de l'eau courante,
- L'érosion de masse qui s'opère sous l'effet de la gravité et qui entraîne des déplacements parfois importants de masses de sol. Si elle est rapide, on observe alors un glissement de terrain (McMahon et al., 2022).

Il va ainsi de soi que les changements d'utilisation du sol et des terres influent grandement le transport sédimentaire, d'où l'importance de mieux comprendre ce dernier. L'utilisation de modèles basés sur les Systèmes d'Information Géographique (SIG) sont de plus en plus utilisés à cet effet et permettent d'identifier et de prévoir les zones à rendement sédimentaire élevé ou faible (Hamel et al., 2017). Le modèle Sediment Delivery Ratio d'InVEST consiste en le calcul, pour chaque pixel, de la quantité annuelle de perte de sol à partir de ce pixel, puis calcule le taux de transport des sédiments (SDR), qui est la proportion de perte de sol atteignant effectivement le cours d'eau (User Guide d'InVEST, accessible [ici](#)). Une fois que les sédiments atteignent le cours d'eau, le modèle part du principe qu'ils seront transportés jusqu'à la sortie du bassin versant. Ainsi, aucun processus dans le cours d'eau susceptible d'impacter la charge sédimentaire n'est modélisé.

4. Matériel et méthodes

4.1 InVEST et le modèle Seasonal Water Yield

4.1.1 Présentation des données d'input du modèle Seasonal Water Yield

Ci-dessous un tableau comportant toutes les données d'input au modèle, une brève explication de chacune et leurs sources respectives.

Tableau 1: Inputs du modèle Seasonal Water Yield d'InVEST.

	Format	Résolution	Brève description	Source
Land Use/Land Cover	Raster	10m / 30m	Carte de l'utilisation du sol. Chaque catégorie doit être répertoriée dans la table biophysique.	ESA World Cover (2021) + Cartes de couverture forestière de Vieilledent et al (2018) et Nobel (2022).
Biophysical Table	CSV		Comportant les catégories de l'utilisation du sol et leurs Kc mensuels (n=12) et les 4 Curve Number correspondant.	Documentation InVEST (ici et ici), Jaafar et al (2019).

Digital Elevation Model	Raster	30m	Modèle Numérique de Terrain.	Alos 3D World.
Area of Interest	Vecteur	30m	Shapefile des 58 bassins versants tels que délimités par Mathieu Grigis.	Grigis (2025).
ETO Directory	Raster	1km	Evapotranspiration mensuelle de référence entre 1981-2010.	Karger et al. (2018), Chelsa-Climate.org.
Precipitation Directory	Raster	1km	Précipitations mensuelles de référence entre 1981-2010.	Karger et al. (2018), Chelsa-Climate.org.
Soil Hydrologic Group	Raster	250m	Groupes Hydrologiques de Sol (perméabilité) HYSOGs250m.	Ross et al. (2018).
Climate Zone Table	CSV		Table du nombre mensuel de précipitations pour chaque zone climatique.	Extrapolation des données journalières de CHELSA et CHIRPS-2.0.
Climate Zone Map	Raster	1km	Zones climatiques d'après la classification de Köppen Geiger.	Chelsa-Climate.org.

Concernant la table biophysique au format CSV, celle-ci doit contenir pour chaque catégorie de la LULC les coefficients culturels mensuels (Kc) qui contrôlent l'évapotranspiration réelle ainsi que les 4 Curve Number correspondant à la perméabilité des quatre différentes classes du sol (CN). Pour trouver les valeurs de Kc, les informations contenues dans le guide et la documentation d'InVEST ont été retenues. Dans le cas où les catégories d'utilisation du sol auraient été absentes de la documentation d'InVEST, l'on peut se référer au guide n°56 d'irrigation et de drainage de la FAO (accessible [ici](#)). Du côté des valeurs de Curve Number, les valeurs préconisées par Jaafar et al (2019) ont été sélectionnées, sur la base du tableau 1 de l'article (disponible [ici](#)). Il est important de noter qu'une certaine incertitude entoure ces valeurs de Kc et de CN du fait que ce sont des valeurs globales et non calibrées spécifiquement à la région du nord de Madagascar. Toutefois, il n'a pas été trouvé de meilleure source pour déterminer ces dernières.

Ensuite, il prévient de noter que la table des zones climatiques, comme préparée par Mathieu Grigis avant le début de ce stage, présente également un certain degré d'incertitude concernant le nombre de jours de pluie par mois et par zone climatique. Cela est dû au fait qu'il n'existe que peu de stations météorologiques dans le nord de Madagascar pour obtenir des données fiables et empiriques (Hijmans et al., 2005). De ce fait, les données du tableau ont été extrapolées sur la base des rasters des précipitations journalières des bases de données CHELSA et CHIRPS-2.0, couplée à une extrapolation par l'intelligence artificielle effectuée par Mathieu Grigis également. Les deux tables biophysiques sont à retrouver dans les annexes [10.2](#).

Au niveau de la couche de la perméabilité du sol HYSOG250m, une reclassification a été utilisée afin d'attribuer la valeur « 4 » aux pixels des classes 12, 13 et 14 de la couche pour n'avoir que les classes BCD et non les classes intermédiaires. Ce choix, fait par Mathieu Grigis sur la fin de son stage pendant la passation, s'explique car les classes intermédiaires de perméabilité sont souvent trop incertaines et trop fines par rapport aux hypothèses du modèle SWY. Les regrouper permet d'obtenir des résultats plus stables, plus lisibles et hydrologiquement cohérents.

Concernant la préparation des couches d'input, il a été question de reprojeter toutes les couches au système de projection du MNT qui est le système de projection conique conforme de Lambert (CCL). Il a fallu ensuite découper tous les rasters en utilisant la couche d'entités des bassins versants comme masque.

Figure 4 : Zones climatiques du nord de Madagascar

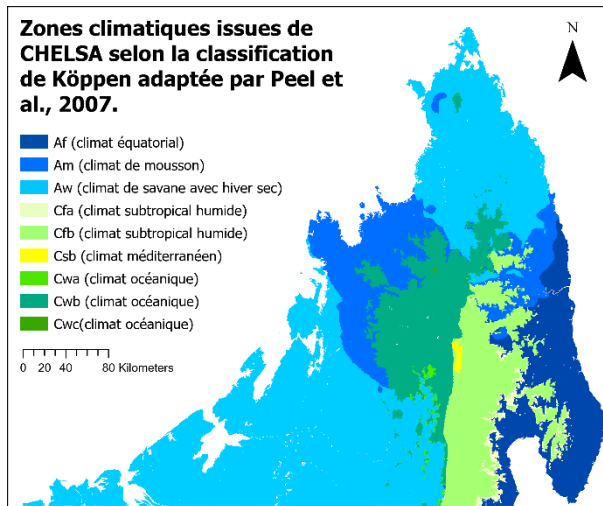


Figure 5 : MNT pour le nord de Madagascar

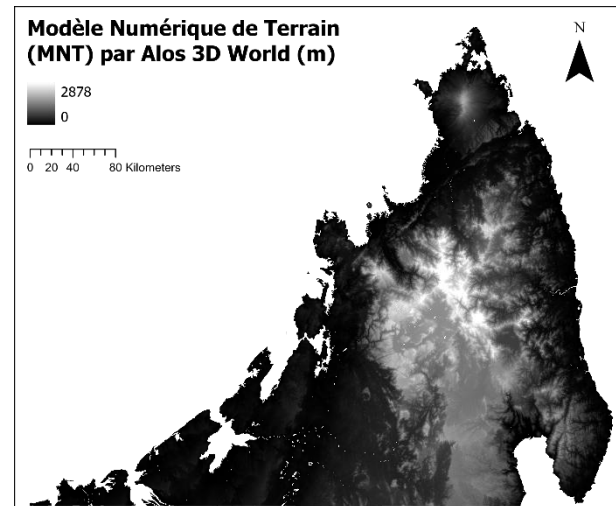
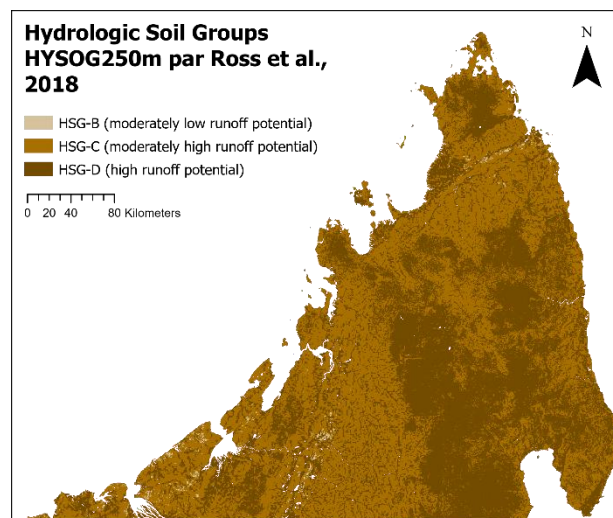


Figure 6 : Groupes Hydrologiques de Sol pour le nord de Madagascar



4.1.2 Test de sensibilité du paramètre β

Le modèle InVEST implique plusieurs paramètres à définir avant de lancer le modèle : le Flow Direction Algorithm, le Threshold Flow Accumulation, le Beta_i Parameter, le Gamma Parameter et finalement l'Alpha_m Parameter. Voyons premièrement rapidement ce que chaque paramètre couvre et penchons-nous ensuite sur le paramètre beta, qui nous intéresse particulièrement :

- *Flow Direction Algorithm* permet de déterminer l'approche pour modéliser le flux de l'eau sur le paysage. L'algorithme D8 a été choisi, en accord avec le travail de Mathieu Grigis qui l'avait également mobilisé.
- *Threshold Flow Accumulation* ou le seuil d'accumulation, est un paramètre de délimitation des flux spécifiant le nombre de pixels en amont qui doivent converger vers un pixel avant que celui-

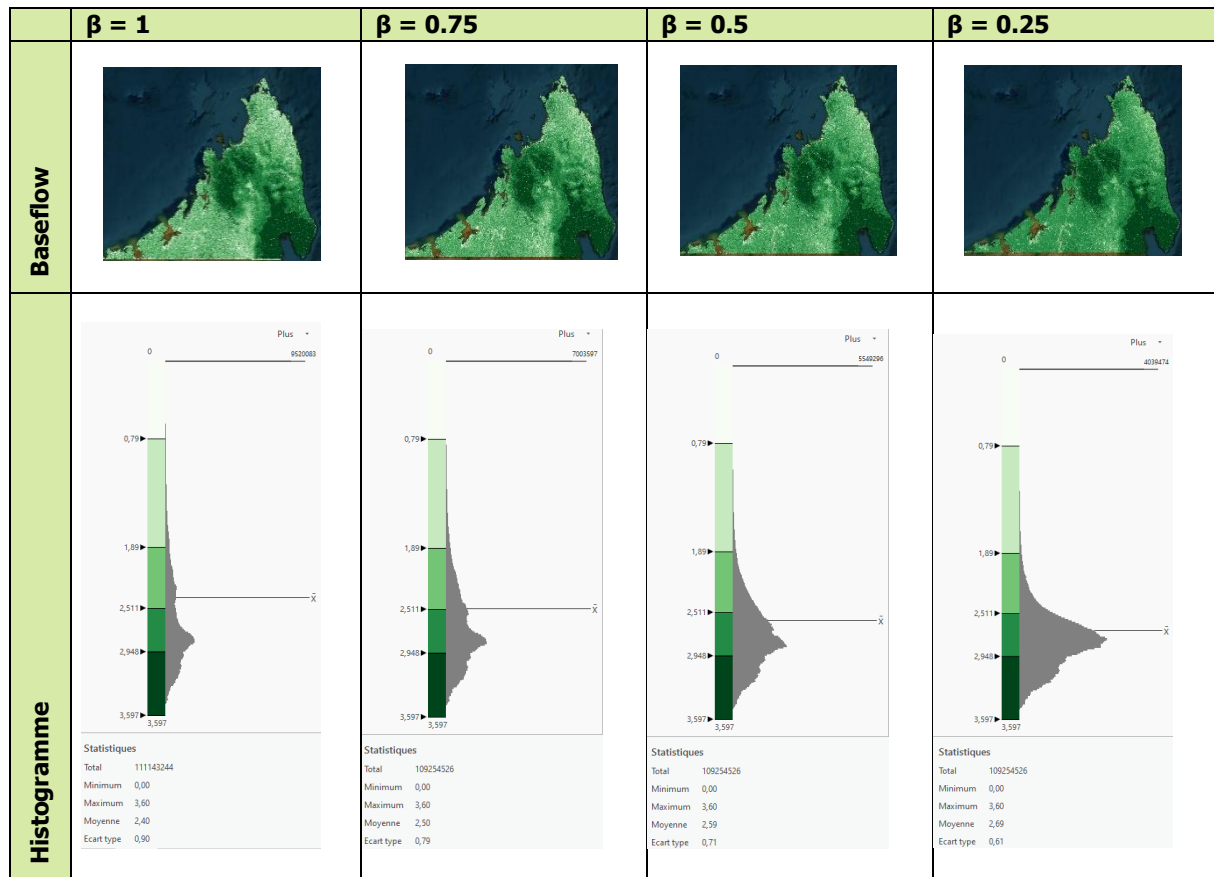
ci ne soit classé comme flux. Le nombre de pixel retenu est de 1000, toujours pour suivre la méthodologie établie par Mathieu Grigis.

- *Beta_i Parameter* détermine la proportion de la subvention ascendante disponible pour l'évapotranspiration descendante. Valeur par défaut de 1.
- *Gamma Parameter* détermine la proportion de recharge locale des pixels disponible pour les pixels en aval. Valeur par défaut de 1.
- *Alpha_m Parameter* proportion de recharge locale annuelle en amont disponible chaque mois. Valeur par défaut de 1/12.

La littérature recommande de tester différentes valeurs du paramètre beta, celui-ci influençant sensiblement les résultats de baseflow par rapport aux autres paramètres qu'il convient de laisser par défaut (Hamel et al., 2020 ; Gashaw et al., 2022 ; da Silva Anjinho et al., 2022). Idéalement, le modèle devrait ainsi être exécuté avec plusieurs valeurs de beta, puis les valeurs de baseflow obtenues comparées à des valeurs observées.

Pour obtenir des valeurs observées de baseflow, il serait nécessaire de partir de données de streamflow, puis de calculer le Baseflow sur la fenêtre temporelle d'intérêt allant de 1981 à 2010 (Hamel et al., 2020). En théorie, les données de streamflow sont accessibles via les stations du GRDC (accessibles [ici](#)). Six stations existent dans le nord de Madagascar, mais aucune ne dispose de données couvrant la période considérée, et leurs bassins versants sont nettement plus petits que la zone d'étude de ce travail d'environ 100 000 km². Ainsi, même en utilisant ces données, il serait difficile d'obtenir des valeurs de baseflow représentatives de la réalité à l'échelle de la zone d'intérêt.

Par ailleurs, la littérature souligne que le modèle Seasonal Water Yield fonctionne mieux dans des régions humides et fortement boisées, tandis que les environnements caractérisés par la présence de neige produisent généralement des résultats plus incertains (Benra et al., 2021). Les auteurs insistent donc sur l'importance d'une calibration lorsque la zone d'étude est affectée par la neige, ce qui n'est pas le cas ici. En conséquence, il a été choisi de ne pas tenter de calibrer les valeurs de baseflow avec des observations. À la place, la sensibilité du modèle vis-à-vis du paramètre beta a été explorée en exécutant le modèle avec plusieurs valeurs de beta (1, valeur par défaut ; 0,75 ; 0,5 ; 0,25) afin d'examiner leurs effets sur les couches de baseflow.

Tableau 2 : Résultats des tests de sensibilité du paramètre beta du modèle SWY d'InVEST sur les valeurs de baseflow (log10).

Nous pouvons observer qu'effectivement, à mesure que beta décroît, les données de Baseflow augmentent (Hamel et al., 2020). Cependant, les différences visuelles sont minimales et n'influencent pas la lecture des zones où le baseflow est le plus élevé. Sachant que le modèle SWY recommande vivement de ne pas retenir les valeurs absolues des outputs mais plutôt les valeurs relatives compte tenu de la faible précision du modèle, il a été décidé de rester sur la valeur de beta par défaut (=1).

4.1.3 Présentation des données d'output du modèle

Le SWY produit une multitude de données d'output qu'il convient maintenant de présenter. Le modèle produit plusieurs couches en format .TIF en outputs principaux :

- B_Sum
- **B (Baseflow)**
- CN
- L_avail
- L_Sum_avail
- L_Sum
- **L (Local recharge)**
- P
- **QF (quickflow)**
- Stream
- Vri

Ainsi que des outputs intermédiaires, contenant notamment une série des valeurs mensuelles de quickflow. L'ensemble des outputs intermédiaires et leur définition est à retrouver sur l'User Guide d'InVEST [ici](#).

Le SWY produit finalement également un output en format .SHP, le `aggregated_results`, qui est une table contenant pour chaque bassin versant les valeurs biophysiques de `qb` (qui est la valeur moyenne de la local recharge au sein du bassin versant) et de `vri_sum` (la contribution totale de recharge au sein du bassin versant).

En gras sont les couches qui ont été utilisées pour l'analyse hydrologique des bassins versants du nord de Madagascar dans ce travail. Les explications concernant toutes les autres couches d'output peuvent se retrouver sur l'user guide d'InVEST [ici](#). Voyons plus en détails ce que représentent exactement le quickflow, le baseflow et la local recharge. L'ensemble des informations ont été dérivées de la documentation InVEST.

Le **Quickflow (QF)**, aussi appelé *débit rapide* ou *ruissellement*, représente la partie de la pluie qui, une fois sur le sol, ne va pas s'y infiltrer mais va ruisseler vers les cours d'eau en quelques minutes à quelques heures. Le Quickflow est calculé grâce à deux éléments : les « Curve Numbers » qui déterminent les propriétés d'écoulement et d'infiltration du sol et dont la valeur dépend donc de l'occupation du sol, et la distribution exponentielle des hauteurs mensuelles de précipitations.

Pour le calculer, le modèle va donc d'abord déterminer combien d'eau peut s'infiltrer à un pixel, combien d'eau peut être évapotranspirée, puis soustraire tout cela à la quantité d'eau qui arrive sur le pixel pour quantifier le Quickflow.

Les zones qui possèdent de hautes valeurs de Quickflow peuvent être ainsi comprises comme :

- Des zones plus vulnérables aux inondations, car la pluie y ruisselle très rapidement,
- Des zones pouvant indiquer des sols saturés, dégradés, trop pauvres en végétation et ne permettant plus l'infiltration,
- Des zones où les nappes ne se rechargent pas beaucoup et où les rivières ne bénéficient que peu de l'eau souterraine pour être alimentées.

Ainsi, là où le Quickflow est élevé, et pour atteindre un équilibre au niveau du bilan hydrique, des actions de reboisement et de restauration des sols peuvent être envisagées (voir Hamel et al., 2020 ; Scordo et al., 2018).

La **Local Recharge (L)**, *recharge locale* ou *contribution potentielle au débit de base*, représente la partie de la pluie qui ne s'écoule pas sous forme de ruissellement rapide et qui n'est pas évapotranspirée par la végétation d'un pixel.

On calcule les valeurs de recharge locale en soustrayant aux précipitations le quickflow ainsi que l'évapotranspiration. La recharge locale représente donc la quantité d'eau qui s'infiltré assez profondément pour contribuer à réalimenter les nappes souterraines, ce qui participe à sécuriser la disponibilité en eau à long terme.

Les zones qui possèdent de hautes valeurs en Local Recharge peuvent être ainsi comprises comme :

- Des zones avec des sols profonds et perméables,
- Des zones à forte couverture végétale,
- Des zones qui contribuent à maintenir les nappes,
- Des zones qui soutiennent le débit des rivières, particulièrement en saison sèche.

Dès lors, là où la recharge locale est élevée, les sols agissent comme une éponge, ce qui sécurise l'accès à l'eau et aide à lutter contre les inondations (voir Hamel et al., 2020 ; Scordo et al., 2018).

Le **Baseflow**, ou *débit de base*, représente l'eau qui s'infiltre dans le sol puis qui ruisselle lentement de manière souterraine pour finalement rejoindre les cours d'eau. Le Baseflow est donc une fraction de la Local Recharge, où l'on applique un coefficient de partitionnement et un calcul de fraction pour déterminer le Baseflow. Il permet donc d'alimenter les cours d'eau pendant la saison sèche, là où les précipitations ne suffisent plus. Le baseflow représente donc l'eau que stocke le sol et qui sera ensuite restituée aux rivières progressivement.

Ainsi, les zones qui possèdent de hautes valeurs en Baseflow peuvent être comprises comme :

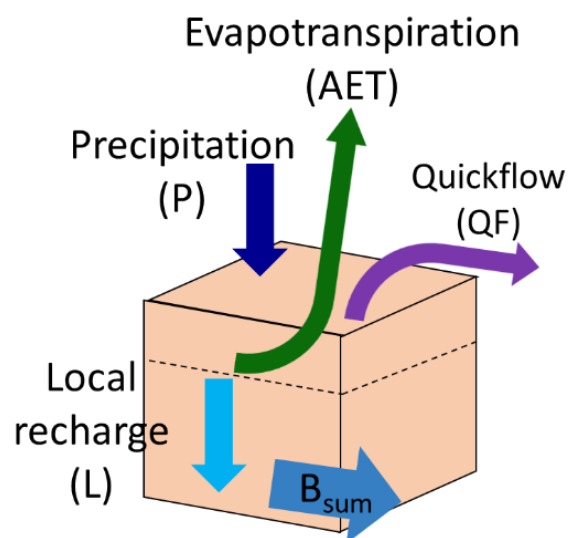
- Des zones qui possèdent des cours d'eau à débit plus régulier,
- Des zones qui souffriront moins de pénuries saisonnières,
- Des zones qui possèdent un sol en bon état et une végétation efficace.

Là où les valeurs de Baseflow sont basses, des mesures de reboisement et de restauration des sols peuvent être envisagées (voir Hamel et al., 2020 ; Scordo et al., 2018).

Figure 7: Bilan hydrique à l'échelle du pixel, où Bsum est le flux souterrain qui atteint les cours d'eau.

Source: InVEST Documentation, accessible à l'adresse :

https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/en/seasonal_water_yield.html



Finalement, il convient de rappeler ce que la documentation InVEST prend soin de noter :

Like all InVEST models, Seasonal Water Yield uses a simplified approach to estimating quickflow and baseflow and does not include many of the complexities that occur as water moves through a landscape. Quickflow is primarily based on curve number, which does not take topography into account. For baseflow, although the model uses a physics-based approach, the equations are extremely simplified at both spatial and temporal scales, which significantly increases the uncertainty on the absolute numbers produced. So, we do not suggest to use the absolute values, but instead the relative values across the landscapes (where we assume that the simplifications matter less, because they apply to the entire landscape) (User Guide d'InVEST, accessible [ici](#)).

Ce présent rapport ne porte donc pas l'ambition d'évaluer la quantité absolue d'eau présente dans le nord de Madagascar, mais de mettre en avant les zones à forte / faible ruissellement et infiltration.

4.1.4 Analyses effectuées et symbologies correspondantes.

Deux étapes de préparation des couches d'output étaient nécessaires avant de passer à la symbologie / mise en page. Premièrement, un découpage des couches pour extraire le buffer et ainsi ne garder que la zone d'intérêt via l'outil *Extraction par masque*. Dans un deuxième temps, la distribution fortement asymétrique positive des valeurs de quickflow et de baseflow a justifié une transformation en log10. Ainsi, l'utilisation de l'outil *Raster Calculator* a permis de transformer les valeurs de quickflow et de baseflow avec le code suivant : $\text{Log10}(\text{"couche_output_quickflow_baseflow"} + 1)$. Il n'a pas été nécessaire d'effectuer la même procédure pour la local recharge car la couche comporte des valeurs négatives qui sont importantes à conserver pour l'interprétation.

A partir de là, des symbologies adaptées pour chaque couche ont été effectuées. Pour les couches de quickflow et de baseflow, la symbologie a été effectuée en adoptant une symbologie par classe avec la méthode des seuils naturels (Jenks) qui permet de trouver des coupures optimales là où on pourrait observer des « groupes naturels » de valeurs dans la distribution.

Pour la recharge locale, une symbologie par classes définies par intervalles manuels a été choisie, car cela permettait de délimiter manuellement (et sur la base de l'histogramme) la limite où les pixels correspondent à des courants. Ainsi, une 6^e classe, le lit de rivière, a été proposée comme tentative pour ne pas classer les pixels de rivières dans la même catégorie que les pixels de sol.

Pour toutes les cartes produites, le shapefile des bassins versants (1000c) produit par Mathieu Grigis a été ajouté afin qu'ils puissent être visualisés.

Une fois ces premières trois cartes produites, une série de cartes additionnelles ont été faites afin de mettre en lumière les zones à valeurs extrêmes de quickflow, de baseflow et de local recharge. Pour cela, les premiers et troisièmes quantiles des valeurs de quickflow et de baseflow ont été calculés via un script Python (voir annexe 11.1). Ensuite, une reclassification du raster a permis, via Raster Calculator, de créer un raster à trois classes (1 = valeurs $\leq$ au premier quantile, 2 = valeurs entre le premier et le troisième quantile, 3 = valeurs $\geq$ au troisième quantile). Ces trois couches ont ensuite été superposées aux rasters respectifs d'output afin de montrer visuellement les zones les plus extrêmes. La méthodologie a été légèrement différente pour la local recharge, qui, du fait de ses valeurs négatives correspondant aux rivières, a nécessité de créer un raster sans les pixels « rivières ». Ainsi, un premier raster excluant ces pixels a été créé, puis le script python a pu être lancé sur la couche pour obtenir les valeurs des 1^{er} et 3^e quantile, ainsi que la reclassification en 3 classes.

Aussi, les rasters de quickflow mensuel ont été mis en page et ont été rangés à l'adresse suivante : *U:\CJB20\Madagascar\Teledetection\N-Madagascar_FragmentsForestiers\InVEST\Layouts & Layoutfiles*. Finalement, une mise en page des quickflows mensuels ont été faites et sont à retrouver à l'annexe [10.4](#) pour les mois de février et d'août et à la même adresse pour les autres mois de l'année.

4.1.5 Influence de la couverture forestière sur les outputs du modèle

Comme nous l'avons vu, Madagascar a perdu 44 % de sa forêt naturelle entre 1953 et 2014 (Vieilledent et al., 2018). Actuellement, la déforestation à Madagascar demeure un enjeu majeur, soulevant des questions importantes quant à ses effets sur l'environnement, notamment sur l'accès et la disponibilité l'eau (Desbureaux et Damania, 2018). Prenant en compte cette problématique, ce rapport s'est penché sur l'influence du couvert végétal sur les résultats du modèle Seasonal Water Yield, pour comprendre l'influence de la déforestation sur les valeurs de baseflow, quickflow et local recharge. Il convient de préciser que ce travail s'est limité à une recherche exploratoire sur l'influence du couvert végétal sur le modèle, des analyses plus approfondies nécessitant des ressources temporelles supplémentaires. À cette fin, une méthodologie a été élaborée et sera détaillée ci-après, de même que les attentes relatives aux résultats, en cohérence avec la littérature sur le sujet.

Premièrement, nous entendrons par couverture forestière la catégorie 1 de la LULC qui est celle de la forêt. Pour ce travail, aucune distinction entre différents types de forêt n'a été faite, ce qui permet de simplifier notre analyse mais qui compromet d'emblée la précision de nos résultats. Pour déterminer comment la couverture forestière influence les résultats du modèle SWY, il s'agit de faire tourner plusieurs modèles SWY qui ne diffèrent que par la couverture forestière comprise dans la LULC. La première étape a donc été de produire une série de couches LULC présentant différentes couvertures végétales.

Pour ce faire, les résultats du travail de Vieilledent et al (2018) ont été repris ainsi que la carte d'occupation du sol de Sophie Nobel, effectuée au sein de son mémoire de master en 2023. Ainsi, 5 couches raster de la couverture forestière de Madagascar pour les années 1953, 1973, 1990, 2005 et 2022 ont pu être téléchargées. Les couches de Vieilledent et al (2018) correspondant aux années 2000, 2005, 2010, 2015 et 2017 ont délibérément été laissées de côté, afin de ne garder que des couvertures forestières d'environ 20 ans d'écart. Ensuite, il a fallu reprojeter, découper et reclassifier chacune des couches afin d'obtenir des masques binaires en 1 = forêt et 0 = non-forêt, dans le même système de projection que le MNT et découpés à l'étendue de la zone d'intérêt.

Figure 8 : Masque de forêt pour 1953 au nord de Madagascar

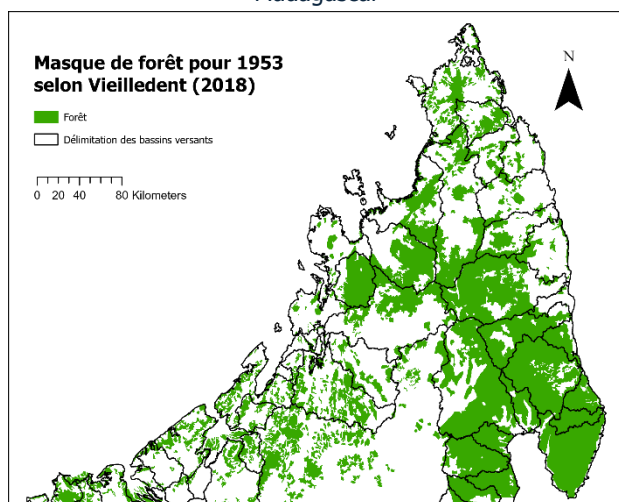
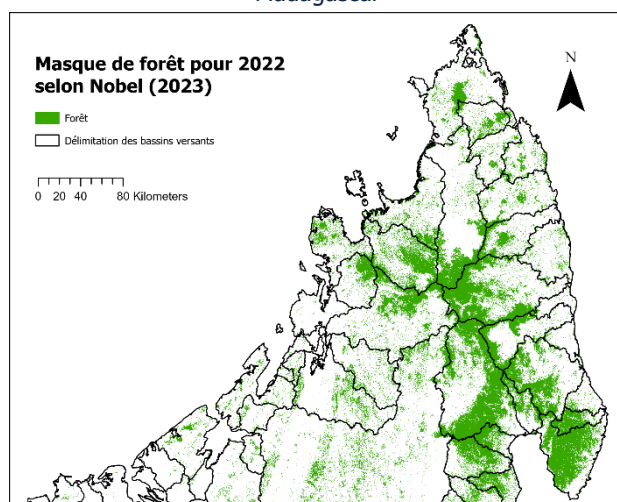


Figure 9 : Masque de forêt pour 2022 au nord de Madagascar



NB : les masques de forêt correspondant aux années 1973, 1990 et 2005 sont à retrouver dans l'annexe [10.6](#).

Une fois les masques binaires obtenus, il était temps de les croiser avec la LULC Esa World Cover afin de produire une série de couches LULC possédant des couvertures forestières correspondantes à différentes années. Un premier essai a été fait avec l'expression suivante dans Raster Calculator, ici pour produire la LULC correspondant à la couverture forestière de 1953 :

```
LULC_1953 = Con("masque binaire forêt pour 1953" == 1, 1, "LULC Esa World Cover")
```

Ce premier essai a mis en lumière un problème : les pixels de mangrove sont reclassifiés en forêt, équivalent à une perte de près de 95% des pixels de mangrove, alors qu'elles remplissent des fonctions écologiques bien distinctes. Ainsi, il est nécessaire d'ajouter une condition à l'expression de base pour les laisser inchangés. L'expression finale utilisée est donc la suivante :

```
LULC_1953 = Con("LULC Esa World Cover" == 10, 10, Con("masque binaire forêt pour 1953" == 1, 1, "LULC Esa World Cover"))
```

Le but étant d'isoler l'effet de la couverture forestière sur les output du modèle SWY, les autres catégories sont restées intouchées et ne correspondent donc pas réellement à la couverture du sol pour

l’année correspondante, mais pour l’année 2021 selon ESA World Cover. Il est important donc de comprendre que l’ambition de cette procédure n’est pas de modéliser la disponibilité de l’eau pour différentes années, mais bien d’isoler l’effet de la couverture forestière sur les outputs du modèle.

Une fois tous les masques forêt croisés avec la LULC ESA World Cover, 5 nouvelles LULC ont été produites pour les années 1953, 1973, 1990, 2005 et 2022. Afin de vérifier la validité de la couverture forestière de chaque LULC, la surface en km² de la catégorie forêt (pixel=1) a été calculée et comparée aux conclusions du travail de Léna Hyvärinen (2024). Ici, un problème a été remarqué : En 2022, la couverture forestière devrait correspondre à environ 2,1 millions d’hectares, alors que cette couverture s’élevait à 4,7 millions d’hectares entre 1950 et 1960 (Hyvärinen, 2024). Seulement, la LULC d’ESA World Cover affiche pour 2021 une couverture forestière de 4,3 millions d’hectares. Ainsi, il semblerait que la couche ESA World Cover surévalue largement la couverture forestière du nord de Madagascar, faussant dès lors la couverture forestière de toutes les LULC annuelles produites. Pour pallier ce problème, un deuxième croisement entre les couches LULC annuelles et les masques de forêt binaires a été effectué, cette fois en rééchantillonnant les pixels de forêt uniquement présents dans la LULC annuelle par des pixels « Bare / sparse vegetation » (végétation clairsemée / rase).

Afin de vérifier l’efficacité de la démarche, la surface de la forêt a été calculée pour toutes les années et correspond dès lors aux estimations d’Hyvärinen (2024).

Tableau 3 : Aires de la couverture forestière des LULC annuelles pré- et post-recroisement.

	Couverture forestière pré-recroisement (km²)	Couverture forestière post-recroisement (km²)
LULC_1953	59'417,6	45'042,11
LULC_1973	50'401,45	35'086,69
LULC_1990	46'567,18	26'140,04
LULC_2005	45'568,93	23'693,87
LULC_2022	44'024,28	24'094,06
LULC_ESA_2021		43'592,23

Figure 10 : LULC pour 1953 pré-recroisement

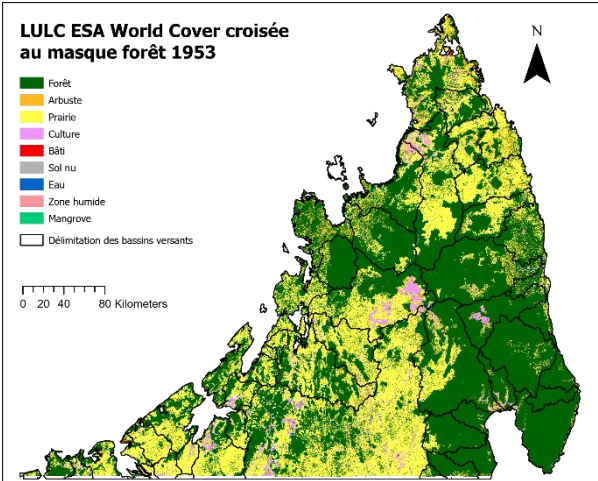


Figure 11 : LULC pour 2022 pré-recroisement

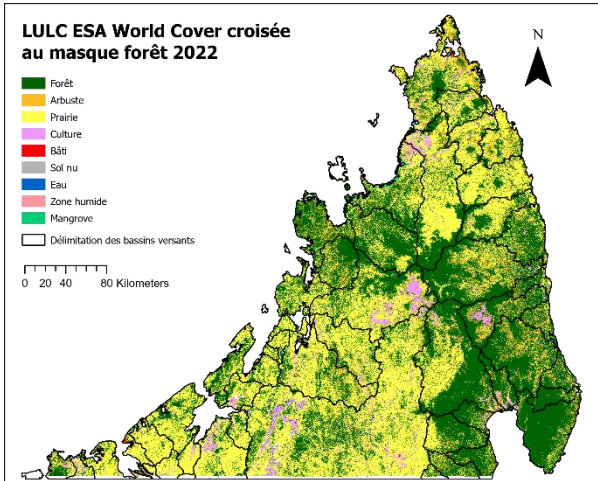
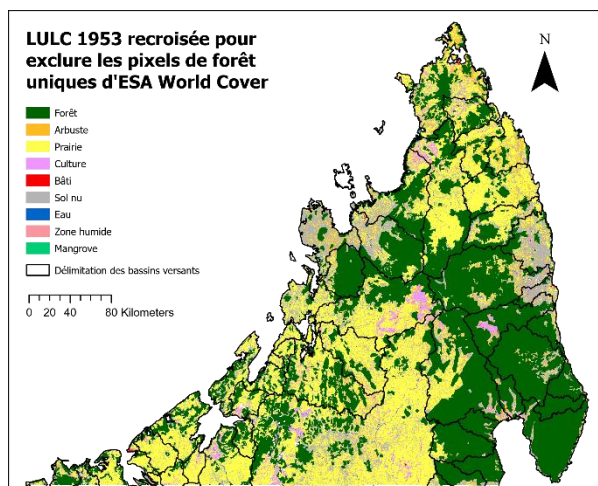
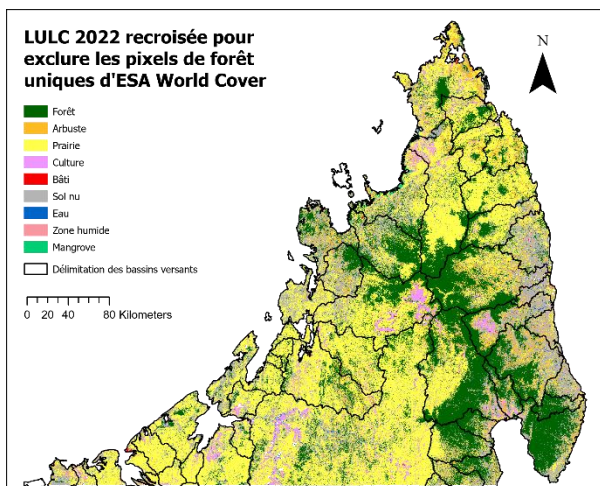


Figure 12 : LULC pour 1953 post-recroisement**Figure 13** : LULC pour 2022 post-recroisement

Une fois toutes les LULC annuelles terminées, les 5 modèles SWY présentant chacun une couverture forestière différente ont pu être lancés à tour de rôle.

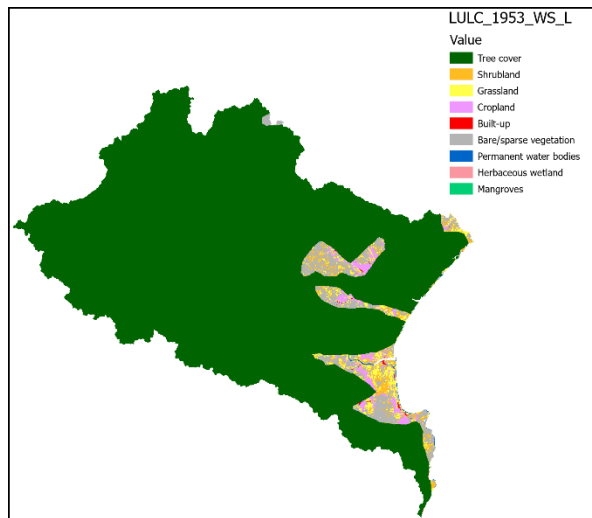
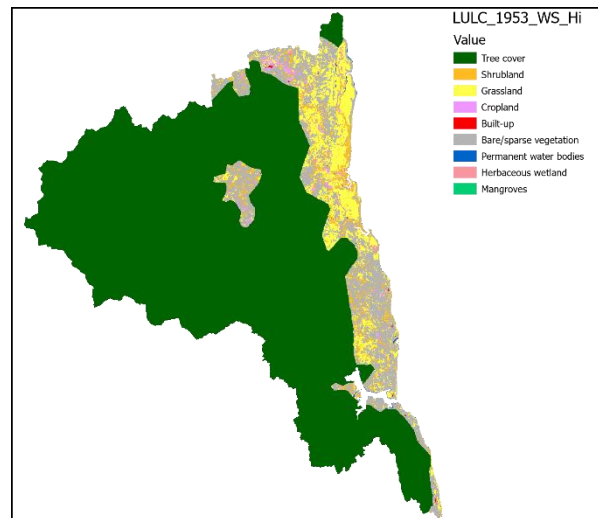
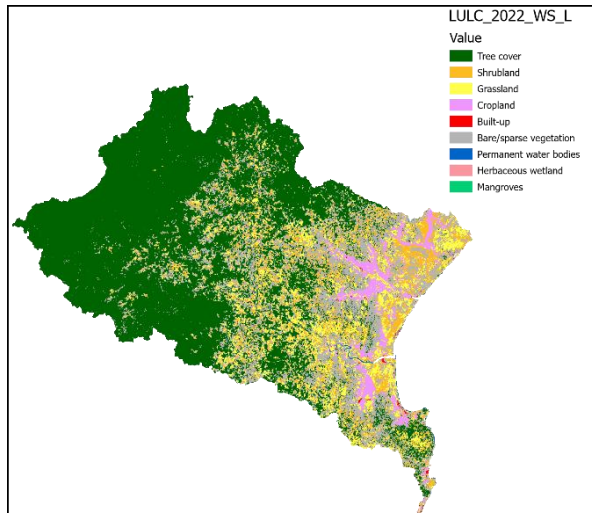
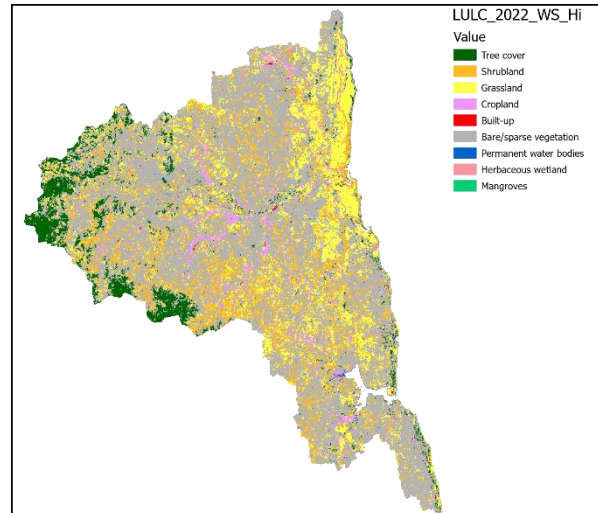
Jusqu'ici, cette méthodologie a permis d'obtenir des couches d'output du modèle pour chacune des 5 années. Pour tenter d'analyser la corrélation entre le couvert forestier et les outputs du modèle (quickflow, baseflow et local recharge) à Madagascar, plusieurs approches ont été testées. Dans un premier temps, des statistiques zonales ont été calculées pour les pixels forestiers et non forestiers, puis des extractions pixel par pixel ont été tentées via Python. Cependant, des problèmes d'alignement et de résolution entre les rasters rendaient les tables inexploitable. Différentes solutions ont été testées : resampling, projection, découpage et empilement des rasters, mais l'alignement précis à l'échelle de tout le nord de Madagascar n'a pas pu être obtenu. De plus, il n'était pas productif de se lancer dans des calculs parfois longs à exécuter sans savoir au préalable s'il y avait réellement un intérêt à calculer des corrélations. Pour cette raison, une approche exploratoire ciblée sur un couple de bassins versants a été choisie, comparant les années 1953 et 2022, afin d'évaluer l'évolution des valeurs de Q, B et LR sur ces deux bassins.

La méthodologie consistait donc à sélectionner deux bassins versants présentant des profils similaires en termes de superficie et de couverture forestière en 1953. Le critère supplémentaire pour ce choix était que ces deux bassins aient connu des trajectoires de déforestation très différentes : l'un ayant été fortement impacté, tandis que l'autre est resté relativement préservé. Finalement, les bassins versants ID37 et ID25 ont été sélectionnés. Ainsi, en comparant les valeurs de quickflow, baseflow et local recharge pour ces deux bassins versants entre les deux années, il sera possible d'évaluer au mieux, sur la base de statistiques descriptives et d'une analyse visuelle simple, l'influence du couvert forestier sur le modèle SWY.

Le bassin versant ID = 25 est celui qui n'a que « peu » subi l'impact de la déforestation (comparaison relative). Il a été nommé WS_Low pour low deforestation. Le bassin versant ID = 37 est celui qui a fortement subi la déforestation entre 1953 et 2022. Il a été nommé WS_High pour high deforestation.

Tableau 4 : Description des deux bassins versants WS_High et WS_Low

Bassin versant	Surface totale (km ²)	Surface forestière 1953 (km ²)	Surface forestière 2022 (km ²)	Taux de déforestation (%)
WS_High (ID37)	717,38	50,22	3,67	92,7
WS_Low (ID25)	691,25	57,11	34,73	39,2

Figure 14 : LULC du WS_Low pour 1953**Figure 15 : LULC du WS_High pour 1953****Figure 16 : LULC du WS_Low pour 2022****Figure 17 : LULC du WS_High pour 1953**

Ainsi, un tableau de statistiques descriptives et des cartes des outputs des modèles pour 1953 et 2022 seront présentés dans la section résultats pour comprendre comment les valeurs de quickflow, baseflow et local recharge différent entre les deux bassins versants.

4.2 InVEST et le modèle Sediment Delivery Ratio

4.2.1 Présentation des données d'input du modèle

Le modèle se base sur la Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE1) qui quantifie la perte de sol annuelle par pixel avec l'équation suivante :

$$USLE_i = R_i \times K_i \times LS_i \times C_i \times P_i$$

Où :

R_i est l'érosivité des précipitations (rainfall erosivity)

K_i est l'érodibilité du sol (soil erodibility)

LS_i est un facteur de pente

C_i est un facteur de gestion de la couverture
 P_i est un facteur de pratique de soutien.

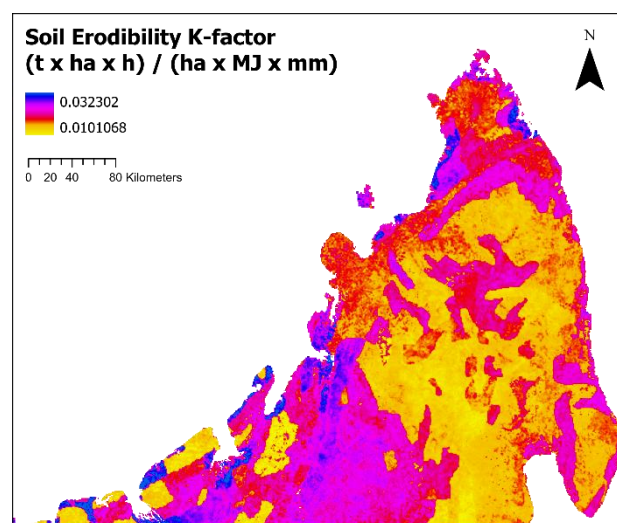
Les données d'input au modèle SDR sont les suivantes :

Tableau 5: Inputs du modèle Sediment Delivery Ratio d'InVEST

	Format	Résolution	Brève description	Source
Land Use/Land Cover	Raster	10m / 30m	Carte de l'utilisation du sol. Chaque catégorie doit être répertoriée dans la table biophysique.	ESA World Cover (2021) + Cartes de couverture forestière de Vieilledent et al (2018) et Nobel (2022).
Biophysical Table	CSV		Comportant, pour chaque catégorie de la LULC, le C_i et le P_i .	
Digital Elevation Model	Raster	30m	Modèle Numérique de Terrain.	Alos 3D World.
Area of Interest	Vecteur	30m	Shapefile des 58 bassins versants tels que délimités par Mathieu Grigis.	Grigis (2025).
Soil Erodibility (K Factor)	Raster	30 arc-seconds (1 km at the Equator)	Base de données sur l'érodibilité des sols, développée par Borrelli et al. (2017)	ESDAC Global Soil Erodibility
Rainfall Erosivity (R Factor)	Raster	30 arc-seconds (1 km at the Equator)	Base de données sur l'érosivité des précipitations pour l'ensemble du globe.	ESDAC Global Rainfall Erosivity

L'érodibilité du sol est un facteur clé pour comprendre l'érosion du sol. Le facteur K exprime la vulnérabilité d'un sol à l'érosion et est directement relié aux propriétés du sol en question. Le facteur K augmente avec la vulnérabilité du sol à l'érosion (Panagos et al., 2022).

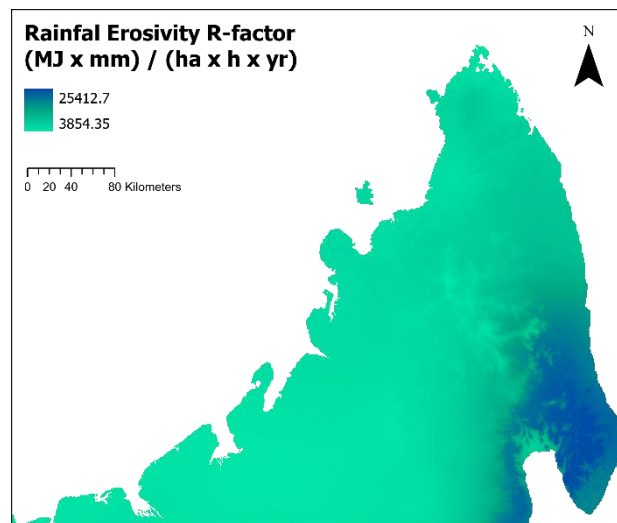
Figure 18 : Erodabilité des sols du nord de Madagascar



L'érosivité des précipitations, quant à elle, correspond à l'énergie cinétique de l'impact des gouttes de pluie et au taux de ruissellement associé. L'érosivité des précipitations est calculée en multipliant l'énergie cinétique par l'intensité maximale des précipitations pendant une période de 30 minutes pour

chaque averse. Le facteur R est ensuite calculé en cumulant l'érosivité des précipitations de chaque averse et en calculant la moyenne sur plusieurs années (Panagos et al., 2015).

Figure 19 : Erosivité des précipitations du nord de Madagascar



Ces deux couches de l'érosivité et l'érodabilité sont sensiblement moins précises que les autres couches en input au modèle au vu de leur résolution à 1 km environ. Il est donc important de noter que cela vient inévitablement contraindre la précision des données d'output du modèle, qu'il s'agit d'analyser avec un certain recul.

Les facteurs C_i et P_i ont été déterminés en se basant sur le rapport Madagascar Country Environmental Analysis de la Banque Mondiale, produit en 2022, et qui contient une table biophysique en input du modèle SDR (World Bank, 2022). Concernant le facteur C_i , ses valeurs ont été déterminées via les recommandations InVEST contenues dans l'User Guide, ainsi que sur la base de l'étude de Clay et Lewis (1990). Les valeurs du facteur P_i ont été quant à elles dérivées de l'étude de Mabit et al. (2018). La table biophysique est à retrouver dans les annexes [10.2](#).

4.2.2 Sensibilité et calibration du modèle

Le modèle SDR contient plusieurs paramètres à définir en entrée : le Flow Direction Algorithm, le Threshold Flow Accumulation, le Borelli K Parameter, le Maximum SDR Value, le Borselli IC0 Parameter et le Maximum L Value. Ci-dessous une courte explication du rôle de chaque paramètre :

- Le *Flow Direction Algorithm* permet de déterminer l'approche pour modéliser le flux de l'eau sur le paysage. L'algorithme D8 a été choisi, en accord avec le modèle SWY.
- Le *Threshold Flow Accumulation* ou le seuil d'accumulation, est un paramètre de délimitation des flux spécifiant le nombre de pixels en amont qui doivent converger vers un pixel avant que celui-ci ne soit classé comme flux. Le nombre de pixel retenu est de 1000, toujours pour suivre la méthodologie établie auparavant.
- Le *Borelli K Parameter* : contrôle la connectivité du paysage pour le transport des sédiments. Plus la valeur est élevée, plus le modèle considère que le sédiment est vulnérable au transport vers les cours d'eau. Valeur par défaut de 2.
- Le *Maximum SDR Value* limite la quantité maximale de sédiments qu'un pixel peut livrer aux cours d'eau. Valeur par défaut de 0,8.
- Le *Borselli IC0 Parameter* sert de seuil de connectivité initial dans l'équation de Borselli. Il détermine à quel point une parcelle de terrain isolée contribue au transport de sédiments vers le réseau hydrographique. Valeur par défaut de 0,5.

- Le *Maximum L Value* limite la longueur maximale de pente utilisée dans le facteur du facteur LS de l'érosion. Ainsi, si un pixel a une pente plus longue que cette valeur, le modèle utilisera le maximum pour éviter de surévaluer l'érosion. Valeur par défaut de 122.

Comme pour le modèle SWY, InVEST et la littérature conseille fortement de calibrer le modèle lorsque cela est possible et de tester la sensibilité des paramètres du modèle (da Silva Anjinho et al., 2022 ; Hamel et al., 2017). Au niveau de la calibration, la documentation InVEST recommande de comparer les valeurs de Sediment Export à des valeurs empiriques de Sediment Yield. Au niveau de la sensibilité du modèle, la littérature recommande de tester différentes résolutions de DEM et de Threshold Flow Accumulation pour comprendre comment les outputs du modèle varient en fonction de la résolution du DEM (Vigiak et al., 2012). Du côté des paramètres à indiquer en entrée du modèle, la littérature et InVEST conseille de tenter une calibration autour du paramètre K auquel les données en sortie sont plus sensibles (Vigiak et al., 2012).

Toutefois, pour des questions de temps, il n'a pas été possible de tenter une calibration du modèle ni de tester sa sensibilité sur la zone d'intérêt. Ces indications sont donc à retenir dans le cas où un.e prochain.e stagiaire reprendrait le modèle afin d'augmenter la validité des résultats. Ainsi, pour ce premier lancement, les valeurs des paramètres par défaut ont été choisies.

4.2.3 Présentation des données d'output du modèle

Comme pour le SWY, le modèle SDR calcule toute une série de produits en sortie qui seront cités et expliqués pour certains ci-dessous.

Les outputs principaux au format .TIF sont les suivants :

- **USLE**
- **Stream**
- **Sed_Export**
- **Sed_Deposition**
- **RKLS**
- **Avoided_Export**
- **Avoided_Erosion**

Ces outputs principaux sont accompagnés d'une série d'outputs intermédiaires à retrouver sur l'User Guide d'InVEST [ici](#). Comme pour le SWY ; le SDR produit également le watershed_results_sdr, qui est une table en format .SHP qui contient pour chaque bassin versant les valeurs totales de Sed_Export, USLE, Avoided_Export, Avoided_Erosion et Sed_Deposition.

Il convient maintenant de définir chaque output principal du modèle qui a été mis en page et qui est à retrouver dans la section [Résultats](#). Les sorties du modèle SDR sont exprimées en tonnes par hectare (t/ha). Étant donné que les couches d'outputs ont une résolution spatiale de 30 × 30 m (soit 900 m² par pixel), les valeurs par pixel peuvent être obtenues en multipliant les valeurs en t/ha par 0,09. Toutefois, dans le cadre des comparaisons spatiales simples effectuées dans ce travail, les analyses ont été menées directement à partir des valeurs en t/ha.

La couche **USLE** représente la perte de sol estimée par l'équation USLE. Elle permet de désigner les zones où l'érosion potentielle est la plus forte.

Ensuite, la couche **Sed_Export** détermine la quantité totale de sédiments quittant chaque pixel pour rejoindre le réseau hydrographique. Elle permet donc de mettre en avant les zones contribuant à l'envasement. Les valeurs par pixel sont calculées en multipliant la perte de sol estimée (USLE) par le SDR.

Le SDR, ou Sediment Delivery Ratio, est calculé sur la base de plusieurs paramètres et de l'index de connectivité IC_i , qui décrit le lien hydrologique entre les sources de sédiment et les cours d'eau. Ainsi, une valeur élevée d' IC indique qu'une grande partie des sédiments érodés sur un pixel atteindra le cours d'eau, dû à un profil topographique raide, court ou peu végétalisé. À l'inverse, une valeur basse de IC implique une connectivité plus faible et donc est associée à des zones plus végétalisées et des pentes moins raides. Le calcul final du SDR s'opère via la formule suivante :

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)}$$

La couche **Sed_Deposition**, quant à elle, représente pour chaque pixel la quantité totale de sédiments déposés avant qu'ils ne puissent atteindre un cours d'eau, sous l'effet tampon du piégeage de sédiments. Elle est calculée en multipliant USLE par $(1 - SDR)$.

Pour quantifier le service écosystémique de rétention des sédiments, InVEST utilise le RKLS, qui correspond à la quantité maximale de sédiments pouvant être érodée à partir d'un pixel, définie comme la valeur USLE en l'absence de couverture végétale. La différence entre cette valeur maximale et l'érosion réelle observée permet de mesurer le rôle des facteurs locaux dans la prévention de l'érosion. Parmi les sédiments quittant un pixel, seule une fraction atteint un pixel de cours d'eau situé en aval. Le reste est retenu sur les pixels situés plus bas dans le bassin versant. Ainsi, ce mécanisme permet de quantifier le service écosystémique de rétention des sédiments de deux manières : la végétation permet non seulement de réduire directement l'érosion locale mais aussi de piéger les sédiments déjà mobilisés en amont avant qu'ils n'atteignent les cours d'eau.

La couche **Avoided_Erosion** contient la contribution de la végétation à la prévention de l'érosion du sol, pour chaque pixel. Elle permet donc de mettre en lumière les zones où la végétation joue un rôle clé. Cette information est calculée en soustrayant USLE à RKLS.

Finalement, la couche **Avoided_Export** définit la contribution de la végétation à la prévention de l'érosion dans les cours d'eau, combinant tant la rétention par pixel des sédiments que le piégeage de l'érosion provenant de la zone en amont du pixel. Elle est calculée en multipliant l'Avoided Erosion au SDR, auquel on additionne la quantité de sédiments en amont piégé sur le pixel et qui n'atteindra donc pas le cours d'eau.

Similairement au modèle SWY, InVEST rappelle aux utilisateurs de ne considérer que les valeurs relatives des résultats si le modèle n'a pas été calibré au préalable, ce qui est le cas dans ce travail.

4.3 Données de population

Parallèlement à l'exécution des deux modèles InVEST, un travail de recherche et de mise en page a été effectué sur des données de population récentes de Madagascar. Ceci dans le but de mettre en avant les zones les plus densément peuplées du nord de Madagascar afin que de potentiels liens puissent être établis avec les résultats des modèles.

4.3.1 Le troisième recensement général de la population et de l'habitation de 2018

Premièrement, une recherche de potentielles données disponibles a été effectuée sur le troisième recensement général de la population et de l'habitation (RGPH-3) ayant eu lieu en 2018 et publié en 2021 (INSTAT, 2021). Le rapport contient une multitude d'information sur l'état de la population en

2018, telles que le volume et la répartition aux chapitres 3.1.1 et 3.1.2. Le Tableau 4 répertorie notamment le nombre de population par commune urbaine.

Si l'on ne sélectionne que les régions de notre zone d'intérêt du nord de Madagascar, alors l'on s'intéresse aux régions de Diana, Sava, Sofia, Analanjirofo et Boeny. Le Tableau 6 recense les informations de populations suivantes pour les communes urbaines de ces régions :

Tableau 6: Population par commune urbaine / district en 2018. Données du RGPH-3 accessibles [ici](#).

Région	Commune urbaine / District	Effectif de la population de la commune urbaine
Diana	Antsiranana I	129'320
	Ambilobe	62'346
	Nosy-Be	50'251
	Ambanja	60'321
Sava	Sambava	84'039
	Vohemar	22'047
	Andapa	34'616
	Antalaha	67'888
Sofia	Antsohihy	38'253
	Analalava	12'991
	Bealanana	30'937
	Befandriana Nord	17'559
	Port-Berge (Boriziny Vaovao)	22'573
	Mandritsara	31'135
	Mampikony	28'593
Analanjirofo	Fenerive Est	41'734
	Maroantsetra	42'529
	Mananara-Avaratra	35'148
	Sainte Marie	26'822
	Vavatenina	35'750
Boeny	Mahajanga I	246'022
	Marovoay	39'290
	Soalala	14'328
	Ambato-boeni	33'456

A côté de cela, les couches .SHP des limites administratives de Madagascar ont été téléchargées. Disposant ainsi d'une couche vecteur des communes et du tableau ci-dessus, il a été possible de croiser ces deux informations et de rajouter à la couche shapefile des districts une colonne dans sa table attributaire répertoriant les effectifs de population par commune urbaine. Les autres informations contenues dans la table attributaire de la couche shapefile ont ensuite été nettoyées et triées. Afin de visualiser le résultat, une symbologie par valeurs uniques a été adoptée ainsi qu'une légende permettant de visualiser le district sur la carte, son nom ainsi que sa population absolue en 2018.

4.3.2 Les données WorldPop

Une autre manière de représenter les zones les plus peuplées du nord de Madagascar est possible via le site [WorldPop](#) qui contient une multitude de couches sur la population de Madagascar à différentes années. Les sources des données de population pour Madagascar proviennent du deuxième recensement de la population RGPH2 de 1993. Les couches de population «unconstrained UN adjusted» de WorldPop répartissent la population nationale sur une grille à partir des données de recensement. La répartition est estimée par un Random Forest utilisant des indicateurs comme l'occupation du sol, les routes ou l'altitude. Les totaux sont ensuite ajustés pour correspondre aux estimations de l'ONU provenant du rapport *Urban and Rural Projection by Age and SEX (URPAS) 2010 estimates, generated*

using URPAS. Ainsi, il faut s'attendre à des populations légèrement plus faibles pour la couche WorldPop, sachant que la population malgache augmente à un taux de croissance démographique moyen d'environ 2,8 % par an et que population est passée de 16 à 24 millions d'habitants entre 2000 et 2015 (Vieilledent et al., 2018). Finalement, contrairement aux versions « constrained », cette approche n'impose pas que la population se limite aux zones bâties (WorldPop, 2020).

Pour visualiser les zones les plus densément peuplées du nord de Madagascar, la couche raster de densité de population ajustée aux estimations de l'ONU à la résolution de 1 km² a été choisie pour l'année 2020. Il a fallu ensuite découper la couche à la zone d'étude ainsi que de transformer ses valeurs en log10 pour améliorer leur visualisation. Au niveau de la symbologie, les données de population sont représentées en stretch, du blanc transparent au bleu vif.

5. Résultats

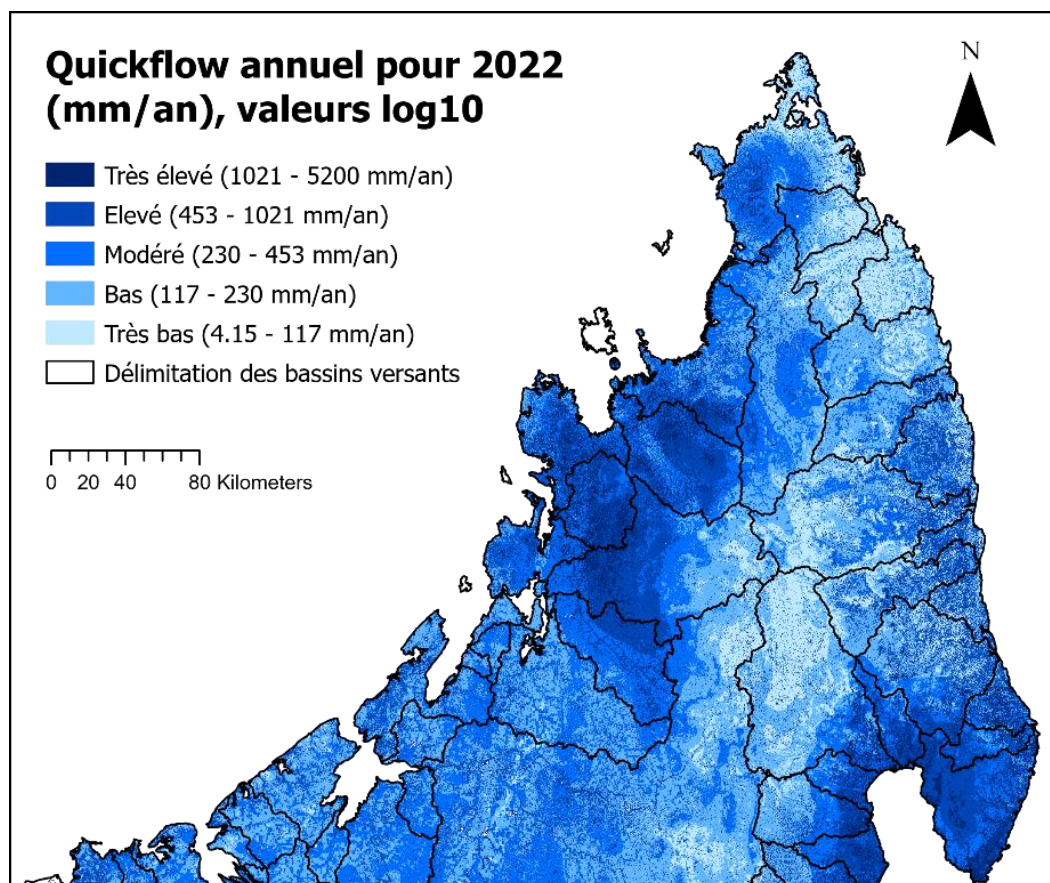
Seront présentées et analysées dans cette section l'ensemble des cartes produites dérivées des modèles Seasonal Water Yield et Sediment Delivery Ratio, ainsi que les deux cartes proposant deux manières de représenter la distribution spatiale de la population du nord de Madagascar. Un choix a été fait de ne pas mentionner de valeurs absolues s'agissant des modèles InVEST, prenant en compte la grande incertitude autour des résultats de ces modèles qui ne permet pas de se baser sur les quantités absolues calculées.

5.1 Outputs du Seasonal Water Yield

Comme expliqué au point 4.1.3, nous nous concentrons dans ce travail sur les couches en output de quickflow, baseflow et local recharge. En effet, sur la base de ces trois outputs, il est possible de déterminer les zones à forte/faible infiltration et ruissellement.

Le choix de transformer les valeurs en log10 provient du fait qu'elles présentent une très forte asymétrie où quelques pixels très grands dominent le maximum tandis que la majorité des pixels sont en dessous de la moyenne. Sans transformation en log10, n'importe quelle symbologie de classes ou étirée aurait masqué les variations importantes. Dès lors, la mise à l'échelle logarithmique permet de compresser les valeurs très élevées et d'étendre les faibles valeurs afin de mieux cerner les variations.

Figure 20 : Quickflow annuel pour 2022 en mm/an.
Les valeurs ont été transformées en log10 pour améliorer la visualisation des valeurs.



On observe deux zones où les valeurs de quickflow sont plus élevées qu'ailleurs : la zone autour de la réserve naturelle de Tsaratanana et la zone autour du parc national de Masoala. Toutefois, il est intéressant de se pencher sur les valeurs de précipitations pour ces zones, qui sont très élevées et qui jouent indéniablement un rôle dans l'intensité des valeurs de quickflow à ces zones.

Figure 21 : Précipitations mensuelles de référence entre 1981-2010 pour août au nord de Madagascar

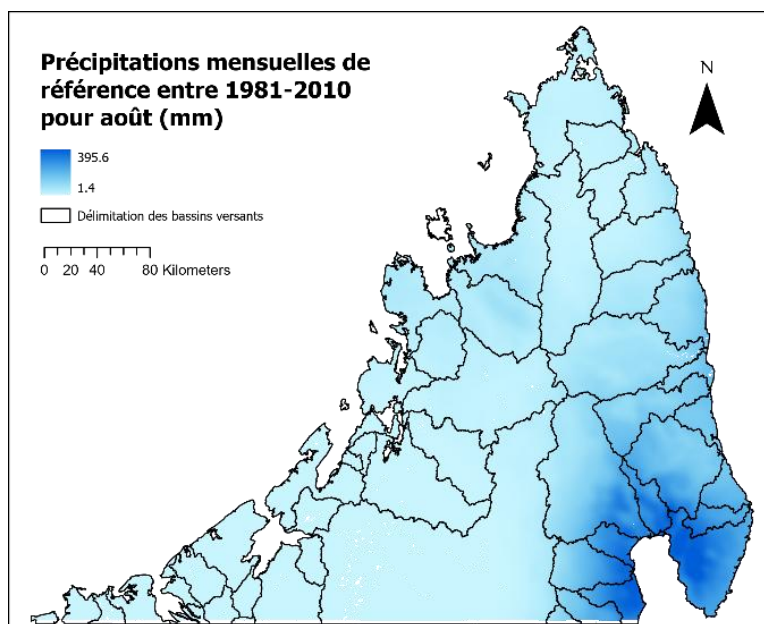


Figure 22 : Précipitations mensuelles de référence entre 1981-2010 pour février au nord de Madagascar

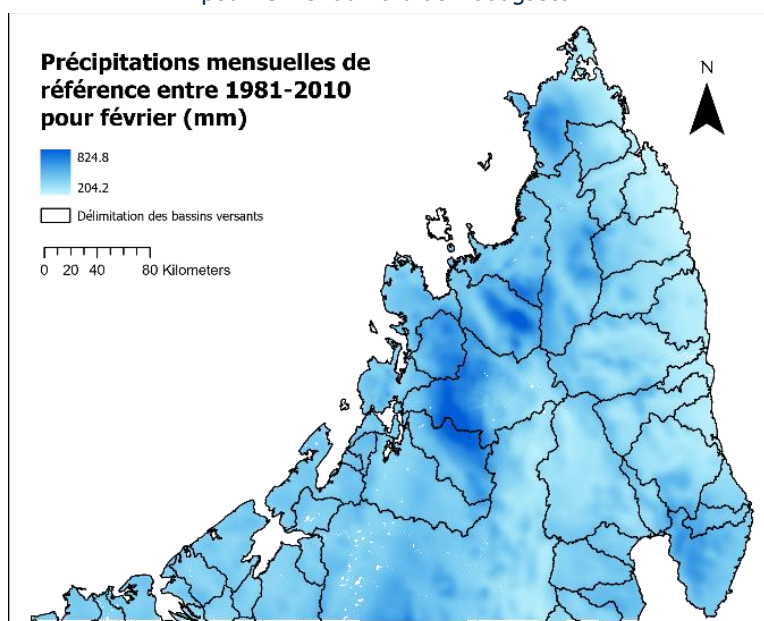
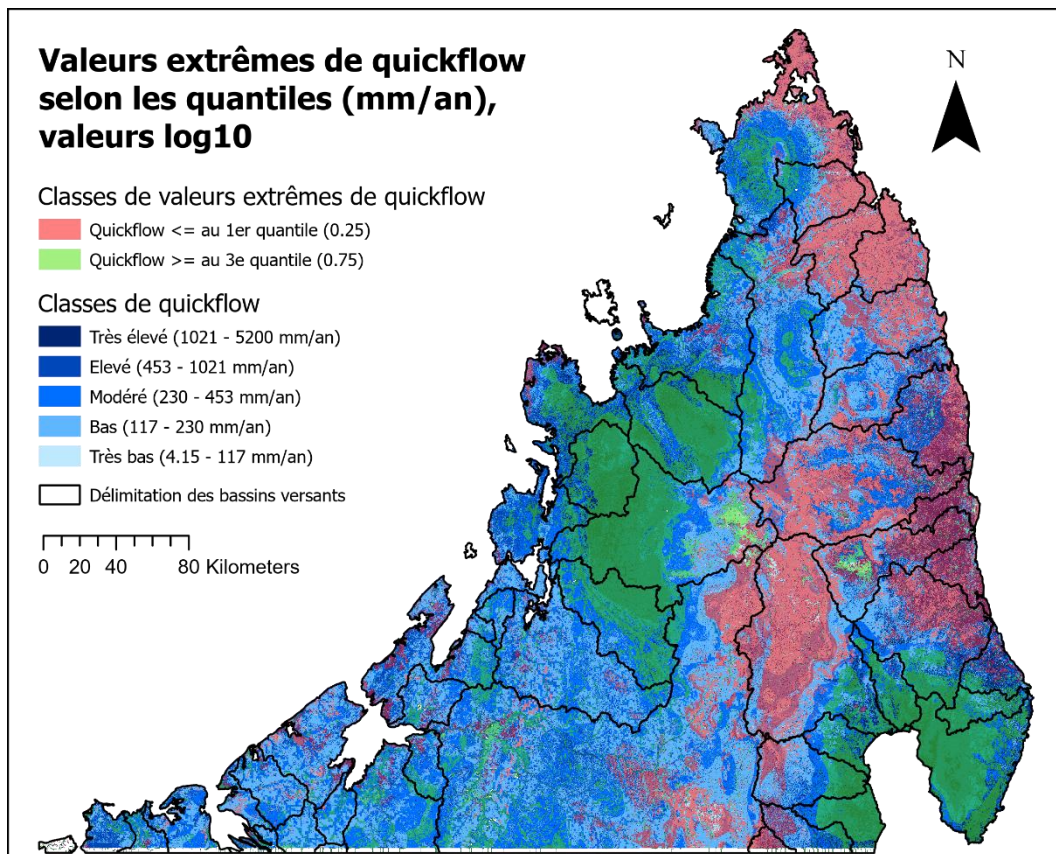


Figure 23 : Valeurs extrêmes de Quickflow selon les premier et troisième quantiles.

L'on voit bien ici comment les zones à fortes précipitations, tant en saison sèche qu'en saison humide, semblent avoir un fort impact sur les valeurs de quickflow. Cela est toutefois attendu hydrologiquement: là où beaucoup de précipitations tombent, l'eau aura plus tendance à ruisseler.

On observe également que les zones forestières présentent des valeurs de quickflow nettement plus faibles, illustrant la capacité de la végétation à intercepter et infiltrer l'eau de pluie. Cela nous rappelle l'importante fonction du couvert forestier et de la végétation dans le fonctionnement des systèmes hydrographiques.

Figure 24 : Baseflow pour 2022 en mm/an.
Les valeurs ont été transformées en log10 pour améliorer la visualisation des valeurs.

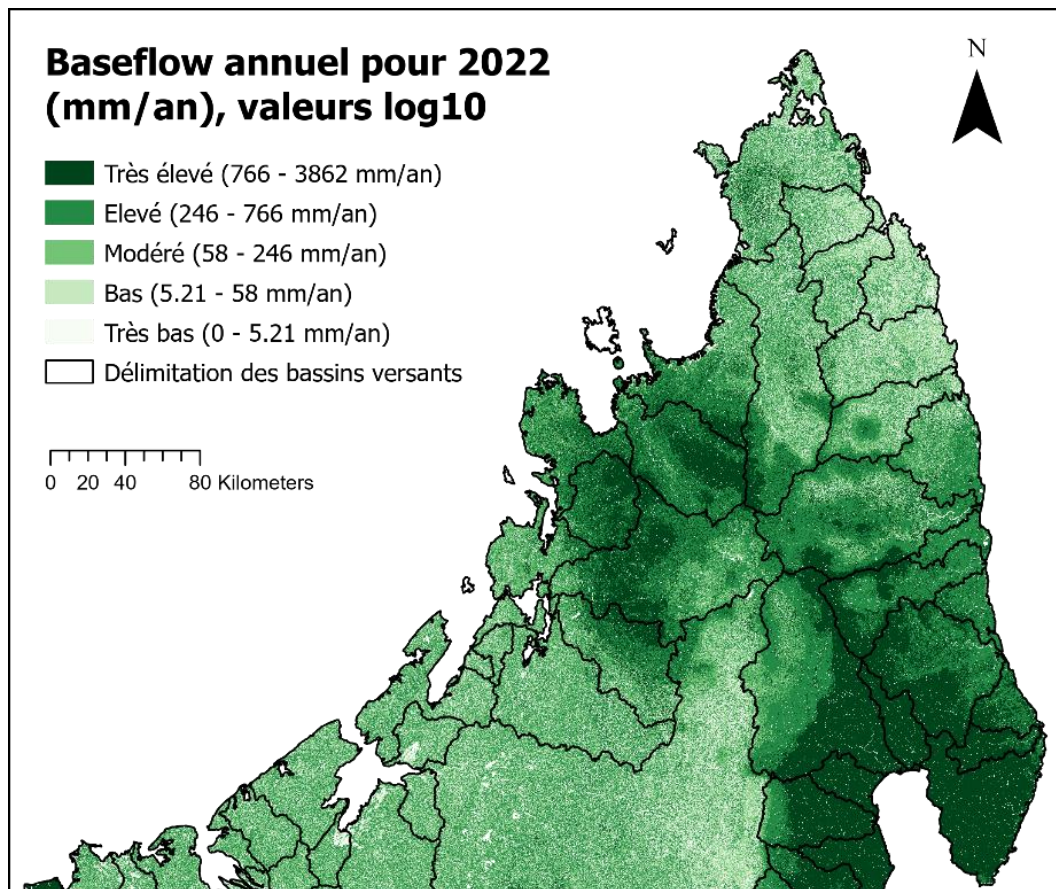
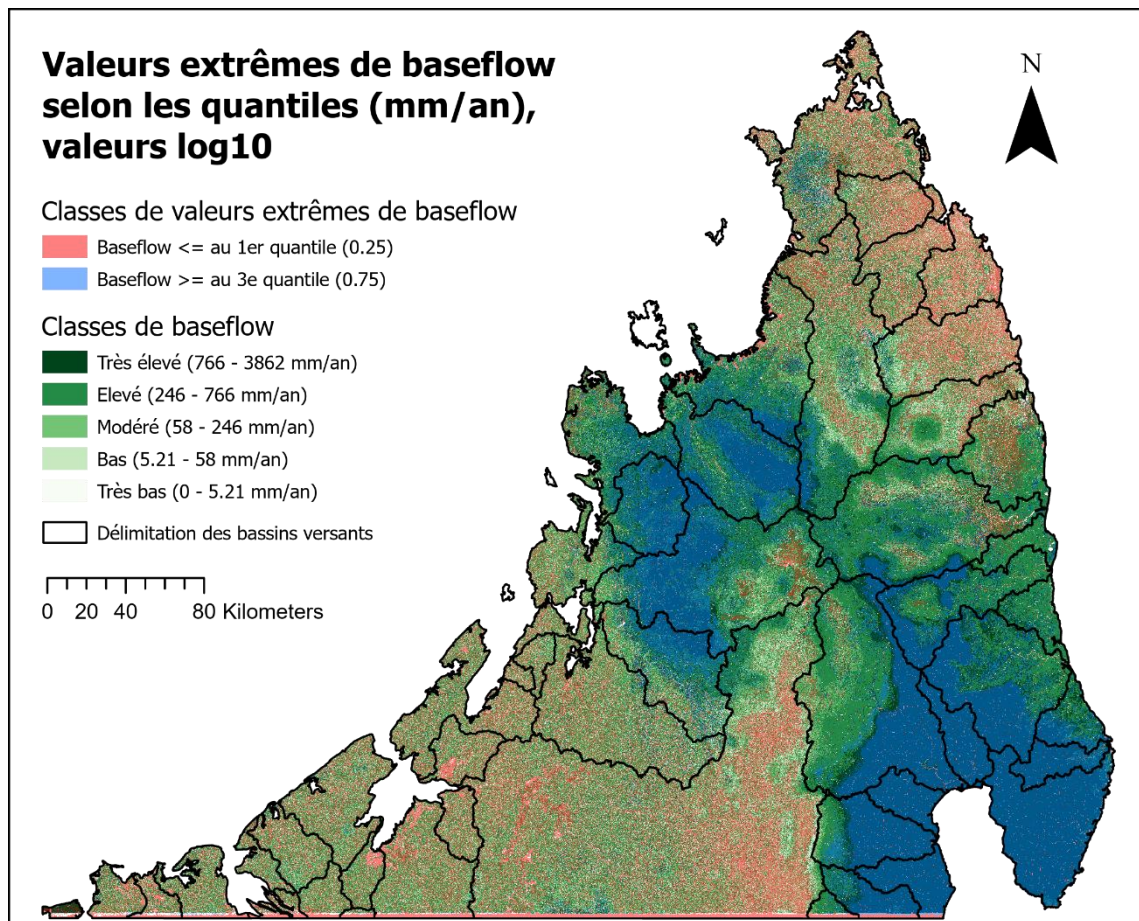


Figure 25 : Valeurs extrêmes de Baseflow selon les premier et troisième quantiles.

Au niveau des valeurs de baseflow, on note également que les zones de Tsaratanana et la zone autour du parc national de Masoala possèdent des valeurs élevées de baseflow, de nouveau en lien avec la quantité élevée de précipitations à ces endroits. Ces mêmes zones correspondent également assez bien au couvert forestier de la LULC en input au modèle, démontrant la capacité de la végétation à intercepter et infiltrer l'eau. Cela répond à l'observation sur la couche de quickflow où les zones de végétation possèdent des valeurs de quickflow plus basses. Toutefois, les zones à forte infiltration (en bleu) s'accordent avec les zones à fort ruissellement, ce qui nous laisse à nouveau penser que les précipitations jouent un grand rôle dans les résultats du modèle.

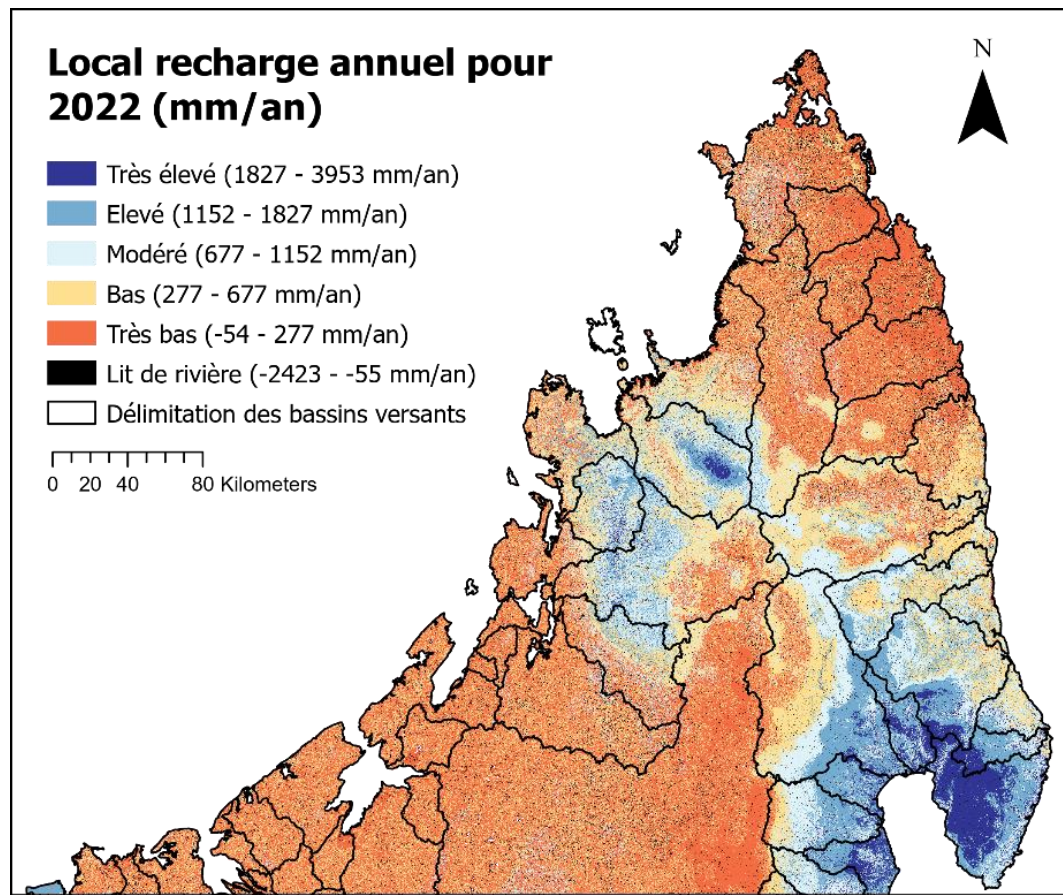
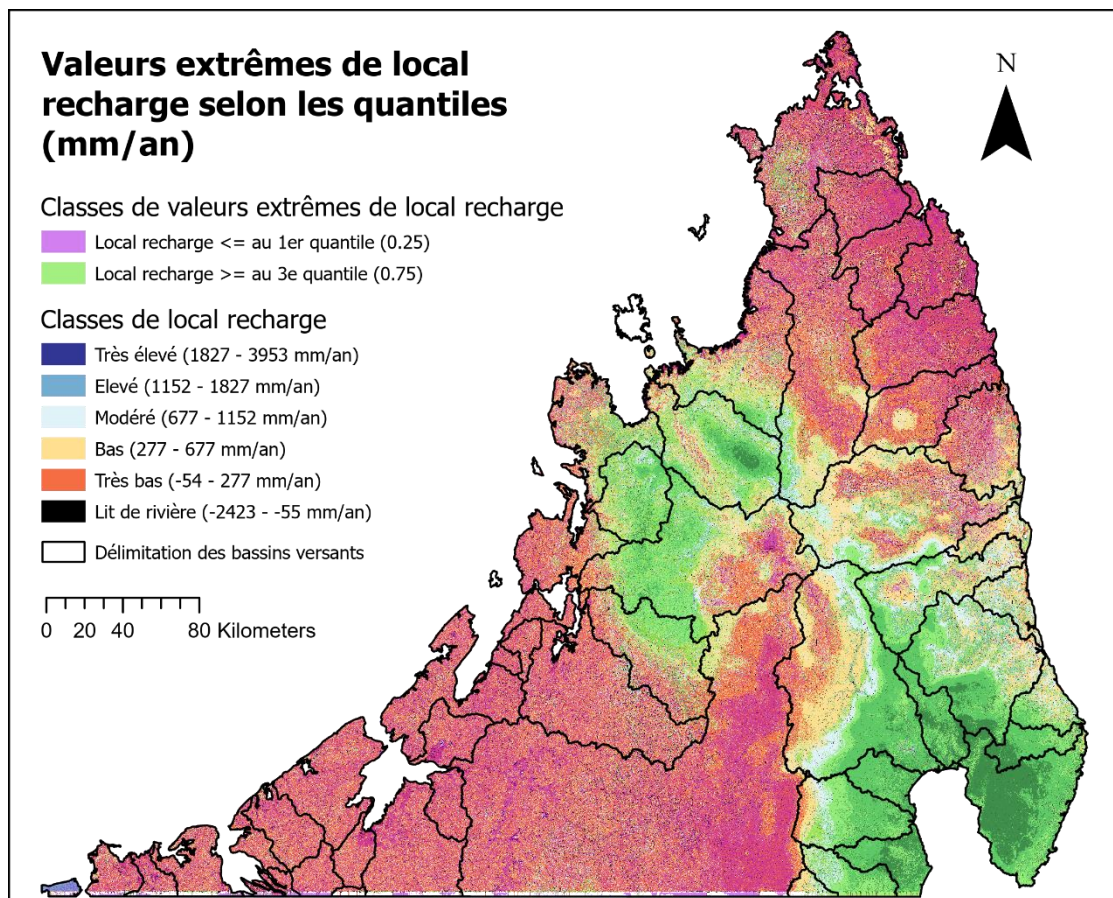
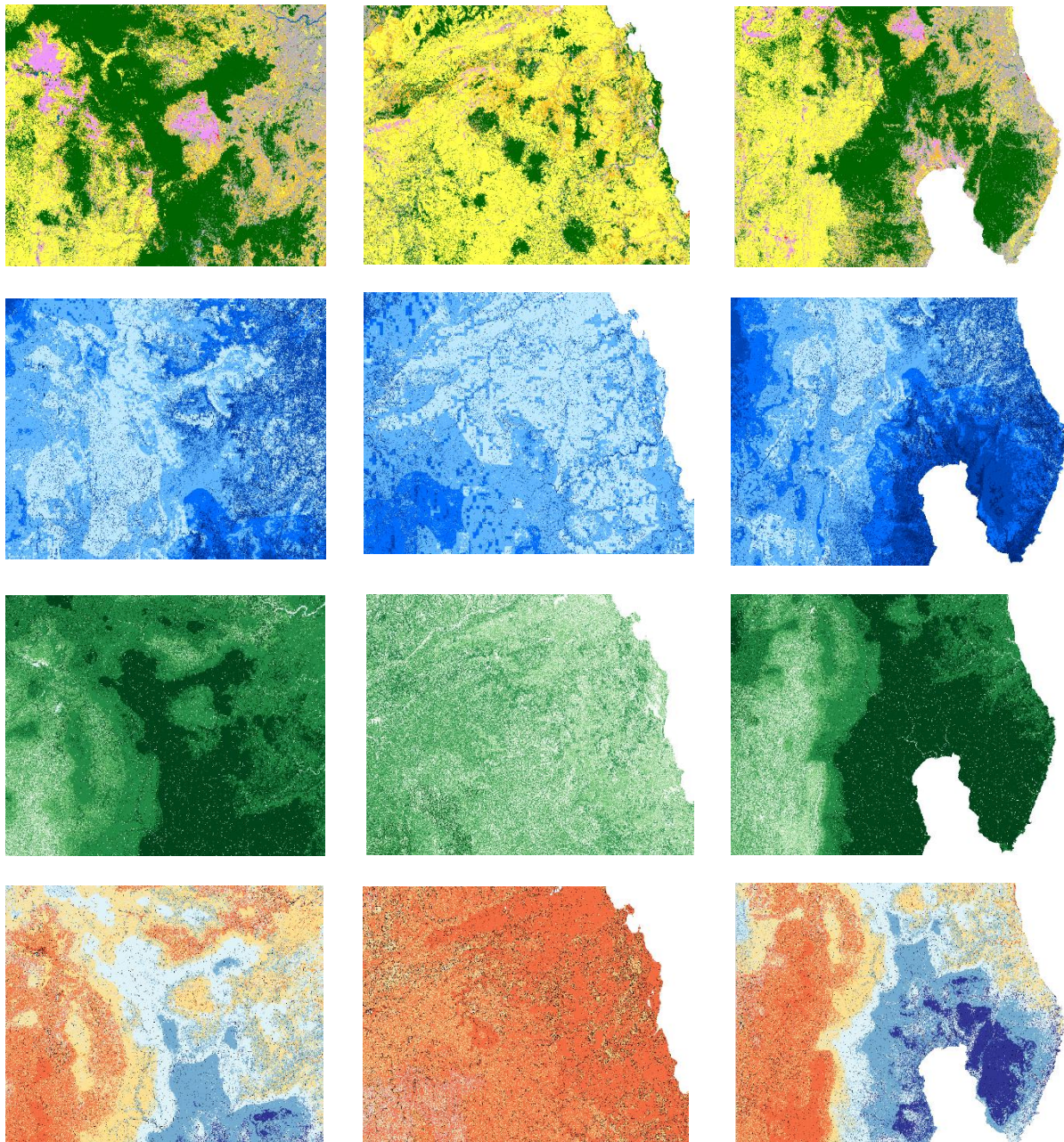
Figure 26 : Local Recharge pour 2022 en mm/an.

Figure 27 : Valeurs extrêmes de Local Recharge selon les premier et troisième quantiles.

Finalement, la couche de local recharge possède un profil de valeurs très similaire à celui du Baseflow, ce qui est attendu sachant que le Baseflow est calculé sur la base de la Local Recharge. Pour rappel, la différence entre la Local Recharge et le Baseflow réside dans le fait que la Local Recharge représente la quantité d'eau qui s'infiltre localement, pixel par pixel, après les pertes par évapotranspiration et ruissellement rapide, tandis que le Baseflow correspond à une part de l'eau infiltrée qui contribue effectivement à l'écoulement des cours d'eau. Le Baseflow est donc une variable dépendante de la topographie et des accumulations en aval.

Figure 28 : Zooms sur 3 régions avec les couches LULC, QF, B et LR pour 2022

Ci-dessus, un focus est réalisé sur trois zones du nord de Madagascar.

Dans la région d'Andrafaïnkona, Amboriana et Bobakindro, on observe clairement que les valeurs des différentes couches de sortie répondent à l'occupation du sol (LULC), le vaste patch forestier ayant un impact direct et marqué sur les outputs du modèle.

Dans la zone de Daraina, Maromokotra Loky et Nosy Be, l'influence des petits patches forestiers est moins lisible, notamment en raison du caractère très pixelisé de la couche de quickflow, liée à l'utilisation de la donnée HYSOG à 250 m de résolution.

Enfin, dans le secteur du parc national de Masoala, de Mandritsara, d'Atsirabe Sahatany et d'Ambodimanga Rantabe, la présence d'un large massif forestier induit à nouveau une réponse nette et cohérente des valeurs d'output.

En conclusion, l'analyse des couches de Quickflow, Baseflow et de Local Recharge met en évidence le rôle déterminant des précipitations, de la couverture forestière et de la topographie dans le fonctionnement hydrologique du nord de Madagascar. Les zones soumises à de fortes précipitations présentent logiquement des valeurs élevées de ruissellement et de flux de base, tandis que les zones forestières se distinguent par une réduction marquée du quickflow et une augmentation de l'infiltration et du baseflow. Les similitudes observées entre les profils de local recharge et de baseflow confirment la cohérence interne du modèle.

5.2 Influence du couvert forestier sur le modèle SWY

Pour rappel, cinq modèles ont été lancés avec pour seule différence la LULC utilisée, qui correspondait pour chaque à une couverture forestière d'une année différente. Afin d'évaluer l'influence de la couverture forestière sur les résultats du modèle SWY, deux séries de cartes ont été produites. La première a été réalisée à l'échelle de tout le nord de Madagascar, où nous verrons premièrement les cartes de Quickflow, Baseflow et Local Recharge pour l'année 1953, puis nous analyserons un tableau comparatif des moyennes par année pour chaque output. Ensuite, des cartes de différences entre 1953 et 2022 ont été produites afin de mettre en avant les zones où les valeurs ont augmenté ou diminué.

Dans un second temps, une approche plus localisée sur deux bassins versants, sélectionnés selon des conditions particulières les rendant intéressants pour cet objectif, a permis d'observer à une plus petite échelle comment la différence de couverture forestière a impacté les valeurs tant de quickflow, de baseflow et de local recharge.

Figure 29 : Quickflow annuel pour 1953 en mm/an.
Les valeurs ont été transformées en log10 pour améliorer la visualisation des valeurs.

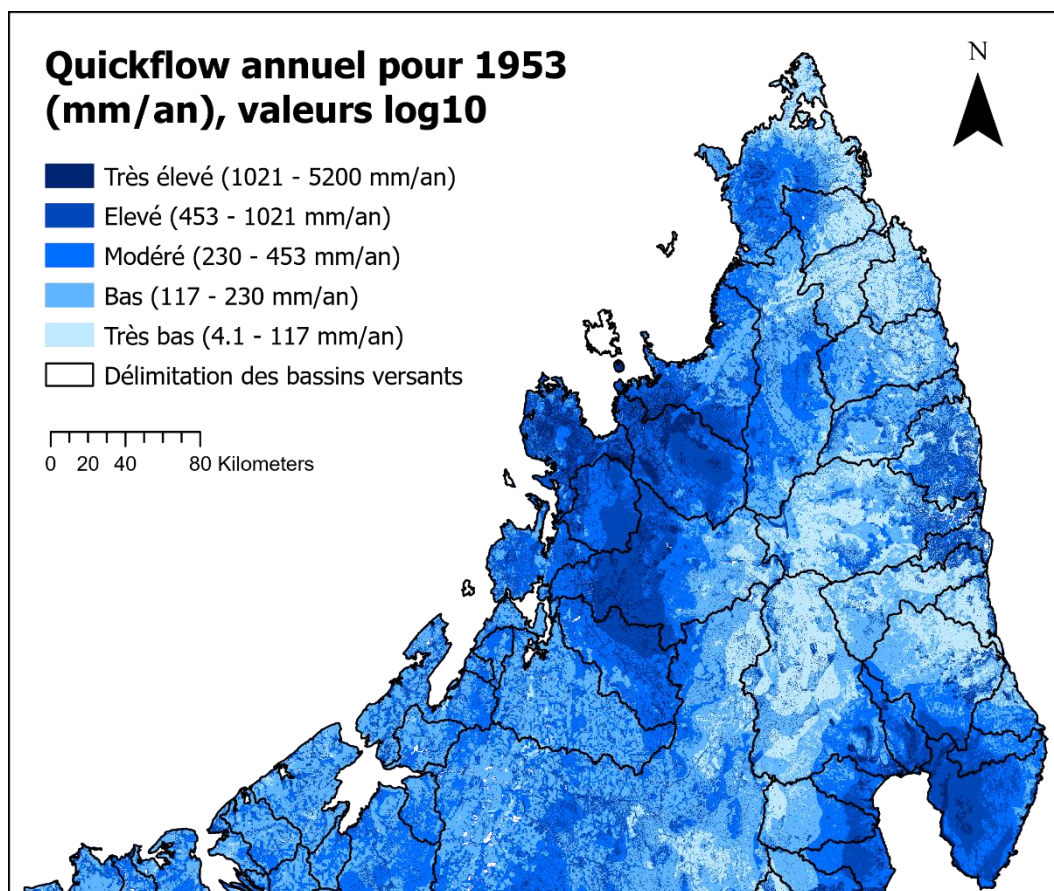
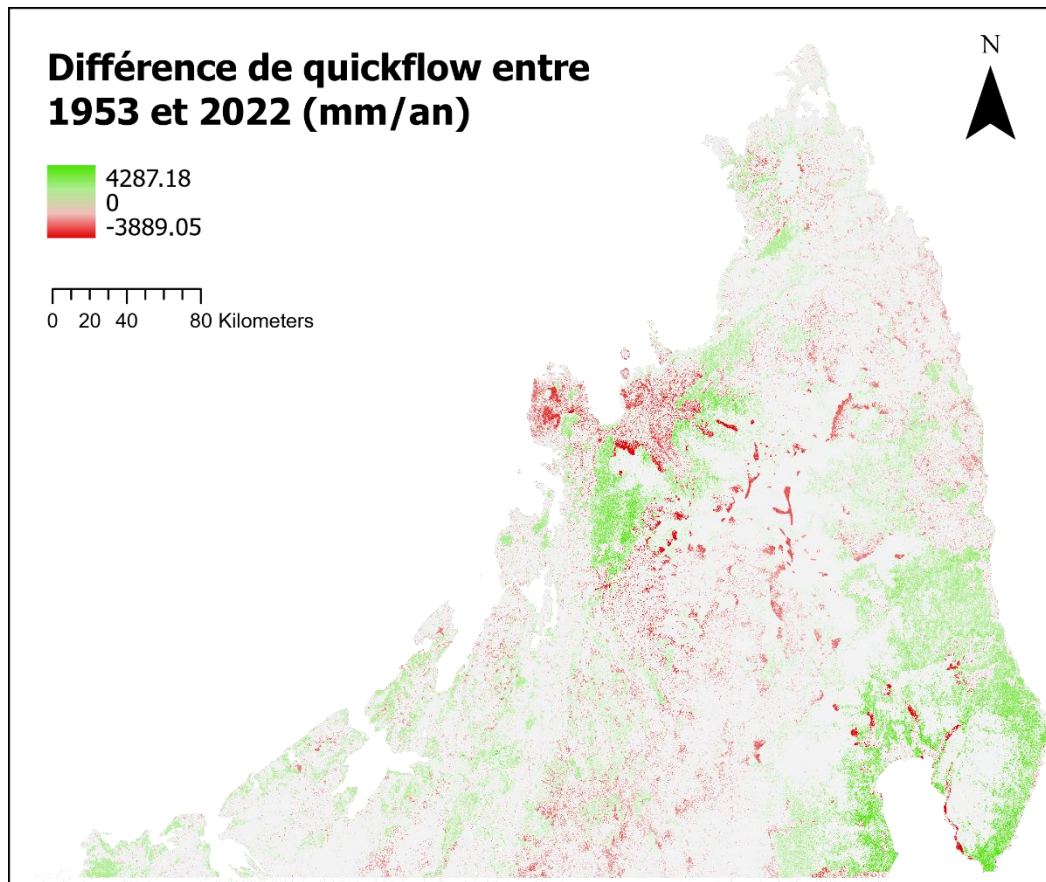


Figure 30 : Carte de différences de Quickflow entre 1953 et 2022.

Les zones représentées en vert indiquent une augmentation du Quickflow entre 1953 et 2022, un résultat conforme aux attentes théoriques dans un contexte de diminution du couvert forestier. À l'inverse, les zones en rouge correspondent aux secteurs où le Quickflow a diminué sur la même période. La bonne correspondance spatiale entre les zones en vert et les zones déforestées confirme que la réduction de la couverture forestière favorise l'augmentation du ruissellement rapide.

Il convient toutefois de souligner une limitation méthodologique de cette analyse liée à la construction des couches d'occupation du sol. La LULC de 2022 présente une résolution spatiale et un niveau de détail nettement supérieurs à ceux de la LULC de 1953. En effet, le masque forestier de 1953, croisé avec la LULC ESA WorldCover puis à nouveau filtré afin d'exclure les pixels forestiers spécifiques à cette dernière, demeure relativement grossier et induit des limites très abruptes entre les classes forestières et non forestières. À l'inverse, le masque forestier de 2022 se caractérise par des frontières de patches beaucoup plus fines et progressives, comme l'illustrent clairement les figures 2 et 3. Cette différence de granularité se traduit, sur les cartes de différences, par l'apparition de zones rouges diffuses. Il est donc très important d'analyser ces cartes à la lumière des cartes d'occupation du sol pour les années en question.

Figure 31 : Baseflow annuel pour 1953 en mm/an.
Les valeurs ont été transformées en log10 pour améliorer la visualisation des valeurs.

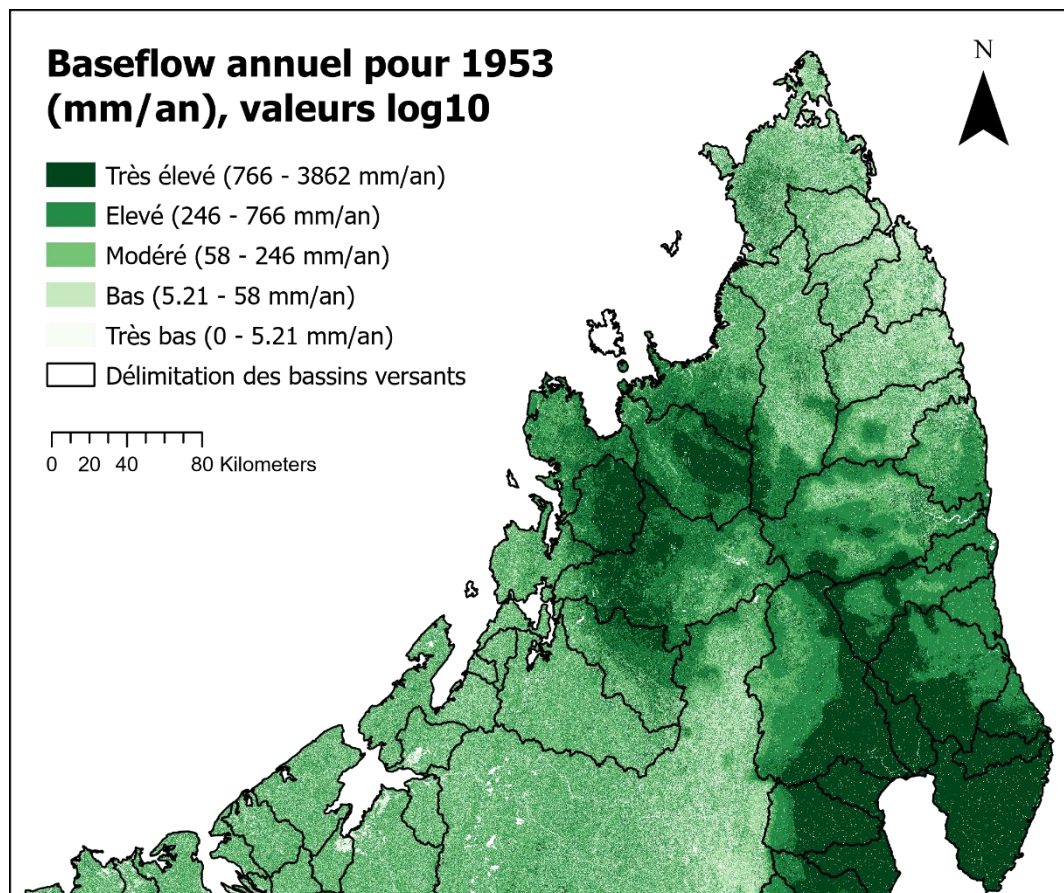
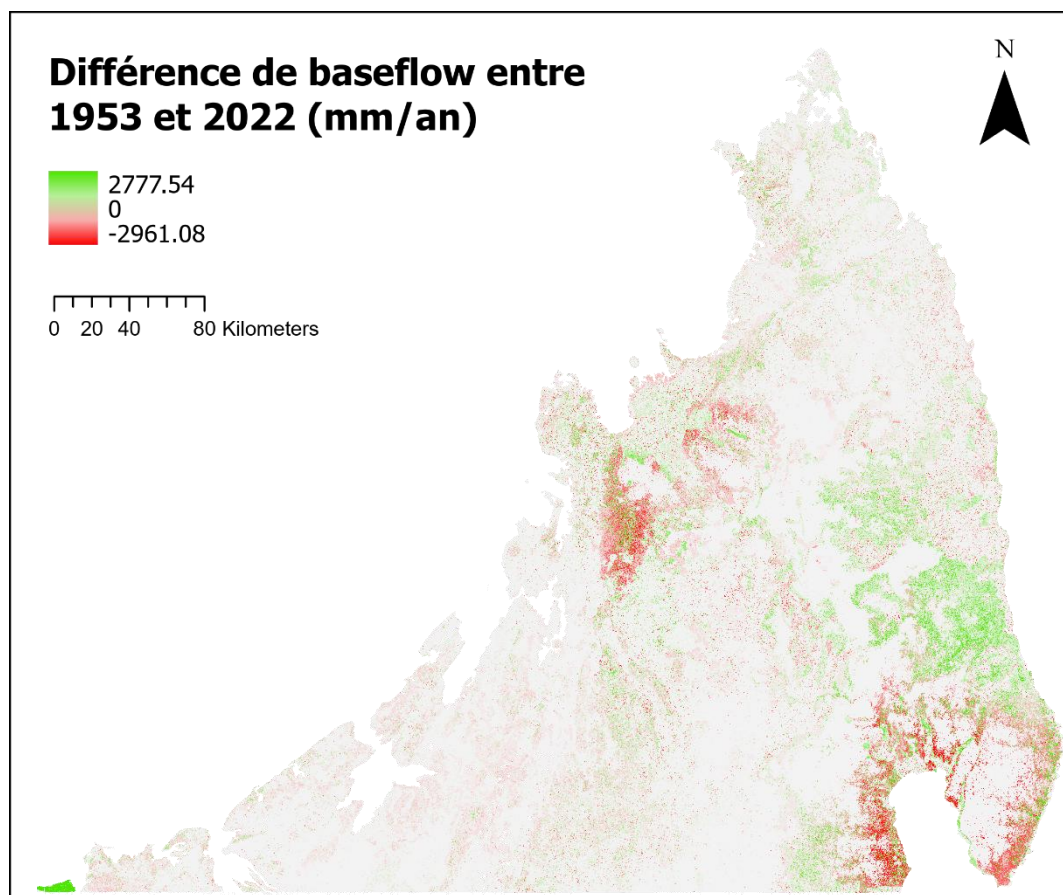


Figure 32 : Carte de différences de Baseflow entre 1953 et 2022.

La carte de baseflow présente un signal spatial plus contrasté. Les zones en vert, correspondant à une augmentation du baseflow en 2022 par rapport à 1953, sont majoritairement associées aux régions où le couvert forestier est maintenu. À l'inverse, les zones en rouge indiquent une diminution du baseflow, notamment dans les secteurs ayant subi une déforestation marquée. La distribution spatiale suggère une perte de contribution des eaux infiltrées aux écoulements de soutien dans les zones les plus dégradées.

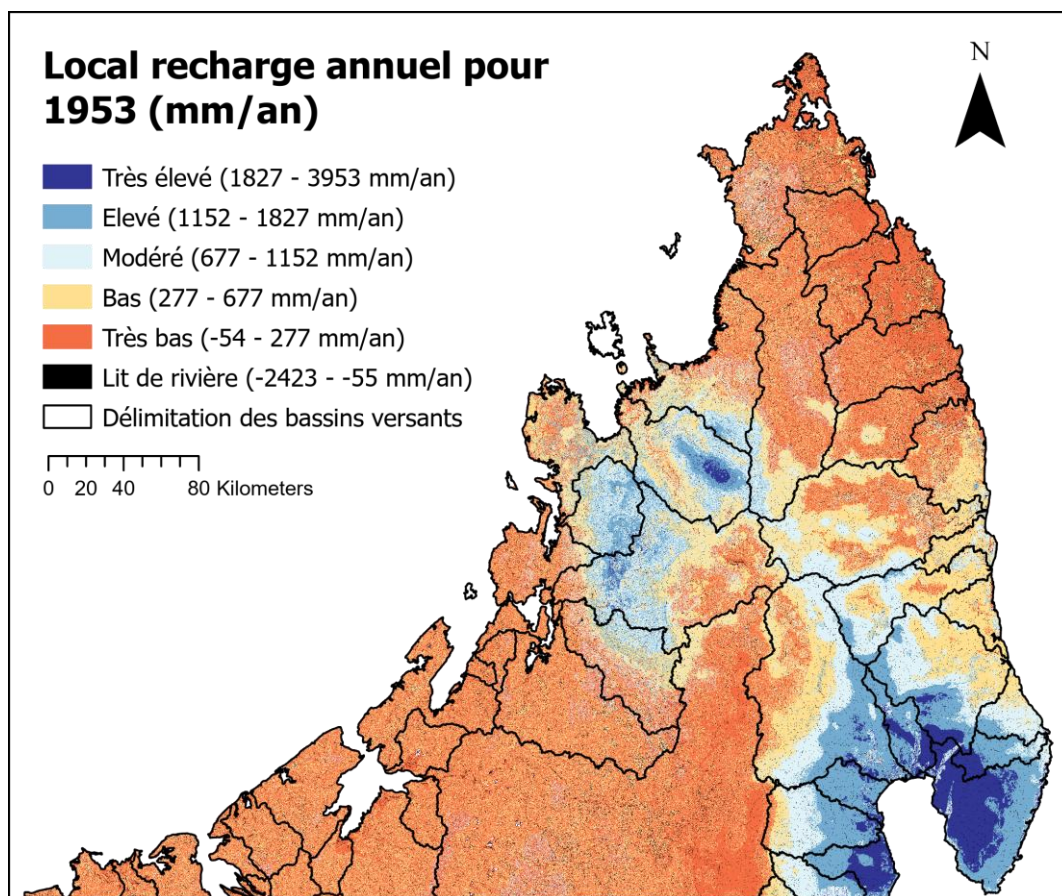
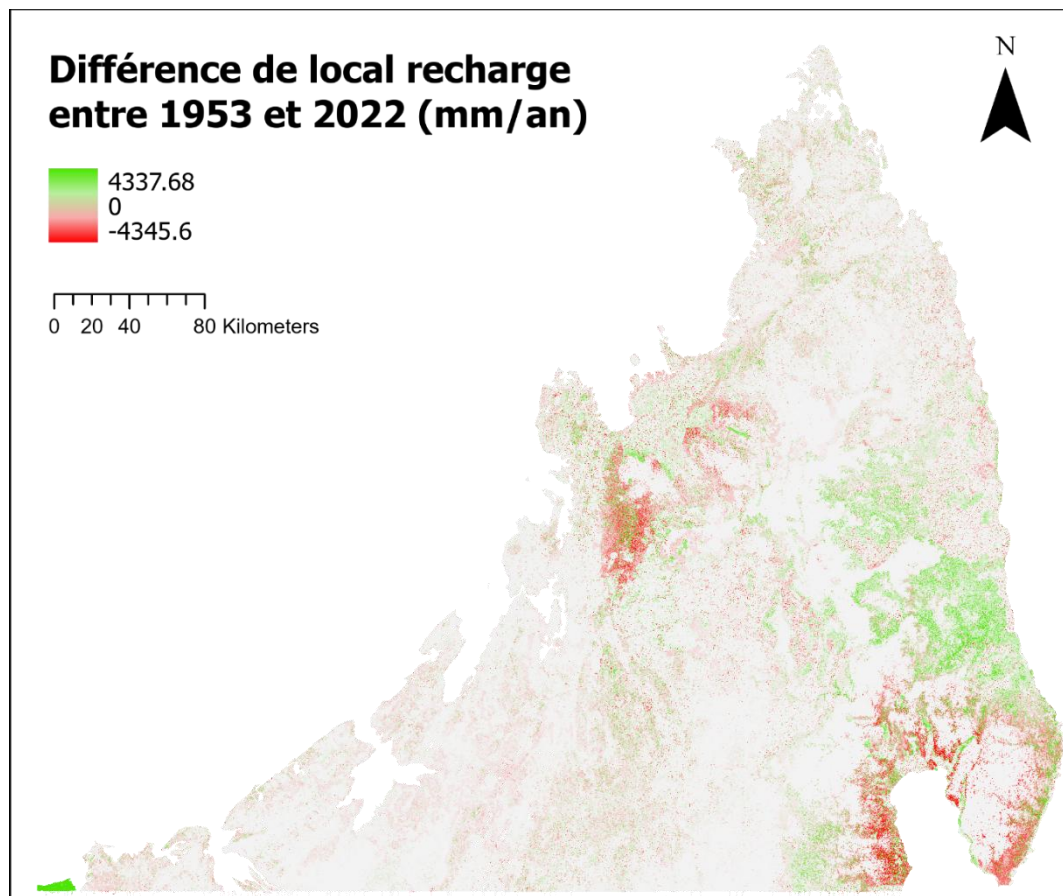
Figure 33 : Local Recharge annuel pour 1953 en mm/an.

Figure 34 : Carte de différences de Local Recharge entre 1953 et 2022.

La carte de recharge locale présente des zones en rouge bien identifiables, traduisant une diminution de la recharge entre 1953 et 2022 dans certaines régions. Ces zones correspondent majoritairement à des secteurs de perte de couvert forestier. Les zones en vert, plus localisées, indiquent une augmentation de la recharge dans des zones forestières résiduelles ou peu modifiées, suggérant une meilleure infiltration locale là où la forêt est maintenue.

Une forte cohérence émerge entre les trois cartes analysées. Les zones ayant subi une déforestation entre 1953 et 2022 sont systématiquement associées à une augmentation du quickflow et à une diminution du baseflow ainsi que de la recharge locale. À l'inverse, les zones de forêt continue présentent une tendance inverse, caractérisée par une réduction du quickflow et une augmentation, ou au moins une stabilité, du baseflow et de la recharge. Ces observations suggèrent que les changements de couvert forestier entraînent des modifications hydrologiques cohérentes au sein du modèle.

Cependant, comparativement à des prédictions purement théoriques selon lesquelles le quickflow augmenterait systématiquement et le baseflow et la recharge locale diminueraient sans exception, les résultats présentent une certaine nuance. Cette divergence peut être attribuée à plusieurs facteurs : la résolution et la précision des couches d'entrée, les hypothèses inhérentes au modèle, ainsi que le fonctionnement intégratif du modèle à l'échelle du pixel, qui peut conduire à des variations locales de flux hydrologiques. Ainsi, même si la tendance générale est conforme aux attentes théoriques, des fluctuations spatiales ponctuelles sont observables.

Les cartes de quickflow, baseflow et local recharge pour les années 1973, 1990 et 2005 sont à retrouver au chemin d'accès suivant : U:\CJB20\Madagascar\Teledetection\N-Madagascar_FragmentsForestiers\InVEST\Layouts & Layoutfiles ainsi qu'à l'annexe [10.3](#).

Le tableau ci-dessous recense les statistiques de base des valeurs de quickflow, baseflow et local recharge pour chacun des modèles Seasonal Water Yield qui a été lancé.

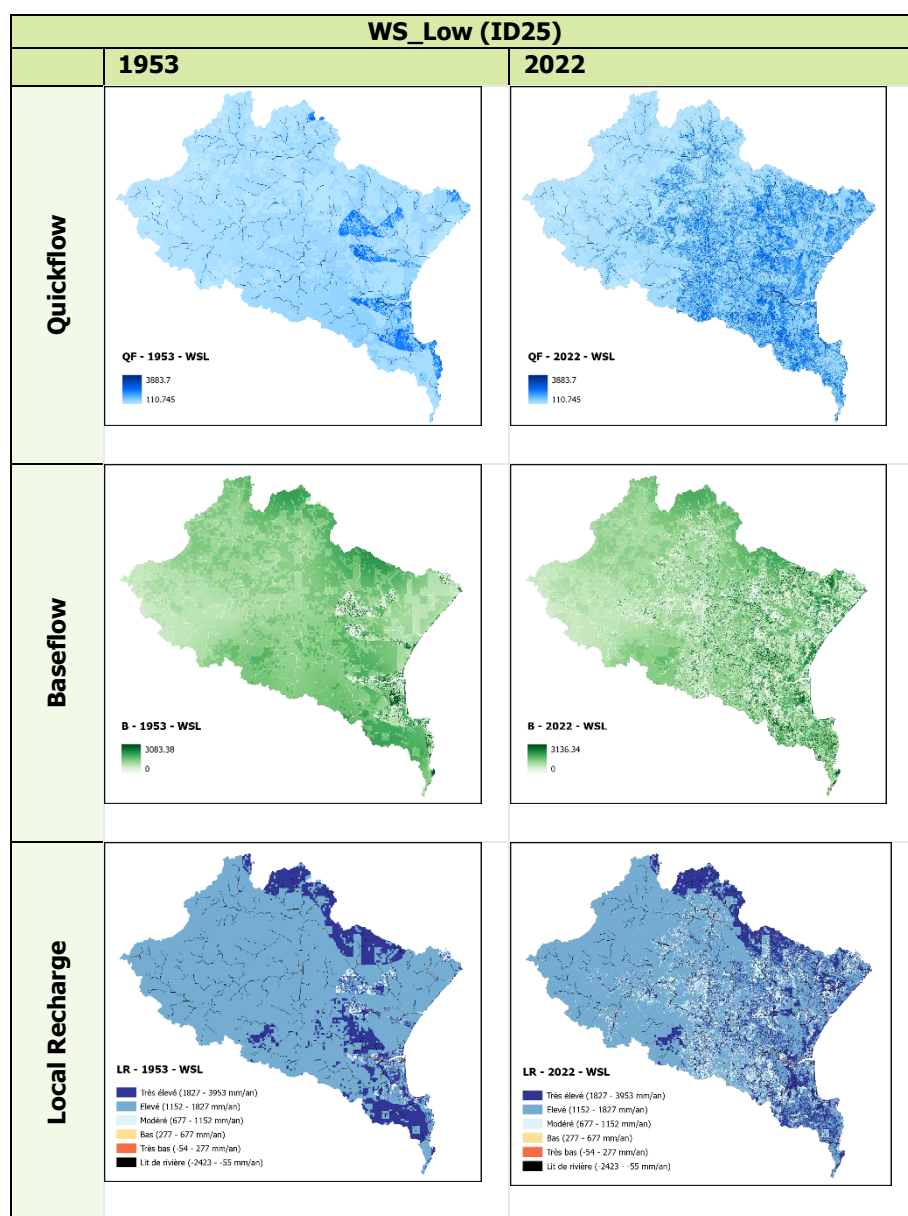
Tableau 7: Statistiques des valeurs de Quickflow, Baseflow et Local Recharge pour chaque modèle SWY

	Quickflow				Baseflow				Local Recharge			
LULC	Min	Max	Mean	Std. Dev.	Min	Max	Mean	Std. Dev.	Min	Max	Mean	Std. Dev.
1953	4,1	5199	364,2	393,4	0	3741,4	524,6	540,3	-2423,4	3741,4	509,2	567,3
1973	4,1	5199	380,3	404,7	0	3504,1	528,4	546,8	-2423,4	3504,1	512,4	573,7
1990	4,1	5199	414,9	421,1	0	3779,4	534,2	549,5	-2423,4	3779,4	518,1	576,1
2005	4,1	5199	426,9	431,6	0	3779,4	533,7	549,5	-2423,4	3779,4	517,8	575,7
2022	4,1	5199	420,9	442,4	0	3862,47	534,1	548,8	-2423,4	3862,5	518,0	575,5

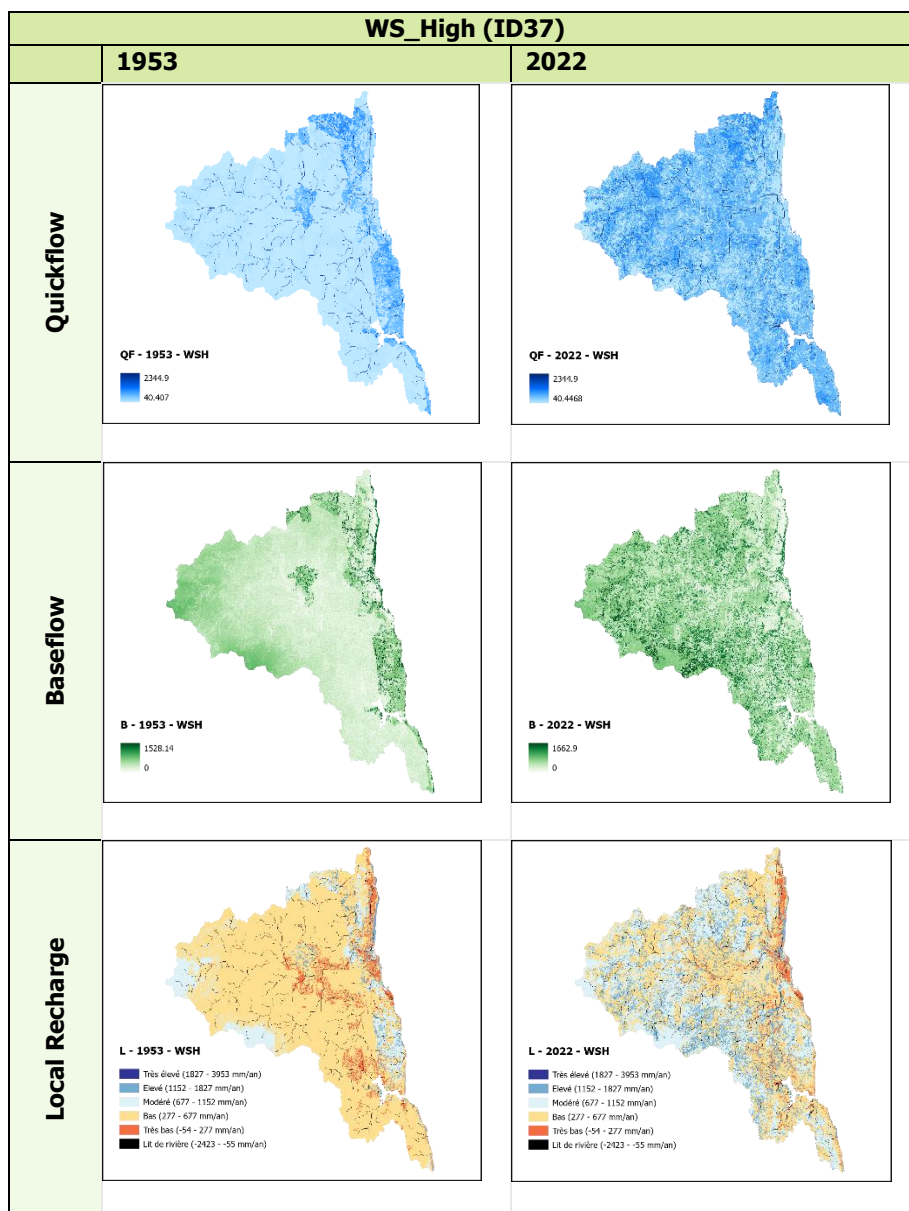
En moyenne, le quickflow a augmenté de 15,5 %. Le baseflow a lui en moyenne également augmenté, ce qui n'était pas attendu, mais seulement de 1,8%. Finalement, la recharge locale a également légèrement augmenté contre toute attente, de 1,73%. L'augmentation du baseflow et de la local recharge, même légèrement, n'est pas conforme aux attentes théoriques du fonctionnement hydrologique et de l'impact que devrait avoir le couvert forestier. Les potentielles explications à ce problème seront traitées dans la prochaine section de discussion.

L'analyse comparative des modèles SWY fondés sur différentes couvertures forestières révèle une relation globalement cohérente entre la déforestation et les modifications hydrologiques simulées. Les zones ayant perdu du couvert forestier entre 1953 et 2022 présentent systématiquement une augmentation du quickflow, accompagnée d'une diminution du baseflow et de la recharge locale, tandis que les zones forestières continues montrent des tendances inverses. Toutefois, les résultats moyens à l'échelle régionale mettent en évidence une augmentation inattendue, bien que modérée, du baseflow et de la recharge locale. Ces éléments invitent à interpréter les résultats avec prudence et justifient une discussion approfondie des limites et des hypothèses du modèle dans la section suivante.

Passons maintenant à l'approche ciblée sur deux bassins versants permet d'analyser plus finement l'influence du couvert forestier sur les résultats du modèle, comme expliqué au point [4.1.5](#). Dans un premier temps, une analyse visuelle des cartes est présentée, avant d'examiner un tableau de statistiques descriptives portant sur les moyennes de quickflow, baseflow et local recharge pour chacun des deux bassins versants et pour les deux années étudiées.

Tableau 8 : Comparaison visuelle des valeurs de Quickflow, Baseflow et Local Recharge pour le WS_Low entre 1953 et 2022

Sont présentées dans le tableau les cartes de quickflow, baseflow et local recharge pour 1953 et 2022 du bassin versant ID25 ayant subi peu de déforestation (39,2% de perte, ce qui reste bien évidemment conséquent, mais faible comparé au deuxième bassin versant ID37 qui lui a subi 92,7% de perte de forêt). Au niveau du quickflow, on observe bien son augmentation entre 1953 et 2022, exactement là où la déforestation s'est opérée. Visuellement, le baseflow et la local recharge semblent également avoir légèrement diminué là où le couvert forestier a disparu.

Tableau 9 : Comparaison visuelle des valeurs de Quickflow, Baseflow et Local Recharge pour le WS_High entre 1953 et 2022

Concernant le deuxième bassin versant ayant subi une très forte déforestation, l'on remarque bien à nouveau l'augmentation du quickflow en 2022, qui est attendu. Seulement, force est de constater que les valeurs de baseflow et de local recharge ont augmenté entre 1953 et 2022, ce qui ne semble pas cohérent avec l'impact que devrait théoriquement avoir la diminution du couvert forestier sur l'infiltration de l'eau. Pour comprendre cette augmentation, il faudrait s'intéresser aux valeurs de Kc et de CN pour les catégories du sol qui ont remplacé la forêt après la déforestation afin de déterminer si les paramètres impliquent une plus grande infiltration pour ces catégories. Il faudrait également s'intéresser à la pente sur cette zone, qui peut également jouer un rôle dans l'accumulation de l'eau et donc dans sa potentielle infiltration.

Tableau 10 : Valeurs moyennes de Quickflow, Baseflow et Local Recharge des bassins versants WS_Low et WS_High en 1953 et en 2022 et calculs de différence

Variable	Année	WS_Low (mean)	WS_High (mean)	Différence absolue et % (Low VS High)
Quickflow	1953	458,6	192,08	266,52 => -58,1%
Quickflow	2022	687,2	463,4	223,8 => -32,6%
Δ Quickflow	2022-1953	228,6 => +49,8%	271,32 => + 141,25%	
Baseflow	1953	1583,3	486,4	1096,9 => -69,2%
Baseflow	2022	1547,9	690,8	857,1 => -55,4%
Δ Baseflow	2022-1953	-35,4 => -2,2%%	204,4 => +42,02%	
Local Recharge	1953	1559,5	470,2	1089,3 => -69,8%
Local Recharge	2022	1527,7	675	852,7 => -55,8%
Δ Local Recharge	2022-1953	-31,8 => -2,03%	204,8 => +43,55%	

Comparaisons intra-bassins versants (1953-2022)

Bassin versant peu déforesté (WS_Low) :

- Le quickflow moyen a augmenté de 49,8%.
- Le baseflow moyen a diminué de 2,2%.
- La local recharge moyenne a diminué de 2,03%.



Bassin versant beaucoup déforesté (WS_High) :

- Le quickflow moyen a augmenté de 141,3%.
- Le baseflow moyen a augmenté de 42,02%.
- La local recharge moyenne a augmenté de 43,6%.



En nous fondant uniquement sur le bassin versant faiblement déforesté, il serait possible d'avancer que, sur la base de cette étude et en étant pleinement conscients de ses limites et des incertitudes associées, le baseflow et la recharge locale apparaissent peu sensibles à la déforestation, tandis que le quickflow y réagit fortement par une augmentation marquée. Toutefois, les résultats obtenus pour le second bassin versant, ayant subi une déforestation importante (et pour lequel on s'attendrait donc à des effets similaires mais amplifiés) ne confirment pas cette interprétation. Si le quickflow augmente effectivement de manière significative en 2022, on observe en revanche une hausse notable de la recharge locale et du baseflow par rapport à 1953. Ces résultats nous conduisent ainsi à reconsidérer les limites et les faiblesses de notre étude, mais également à envisager l'influence d'autres facteurs susceptibles d'affecter les processus d'infiltration, au-delà de la seule déforestation.

Comparaisons inter-bassins versants (High VS Low)

1953

- Le quickflow moyen est 58,1% plus faible pour le bassin High par rapport au Low.
- Le baseflow moyen est 69,2% plus faible pour le bassin High par rapport au Low.
- La local recharge moyenne est 69,8% plus faible pour le bassin High par rapport au Low.

2022

- Le quickflow moyen est 32,6% plus faible pour le bassin High par rapport au Low.

- Le baseflow moyen est 55,4% plus faible pour le bassin High par rapport au Low.
- La local recharge moyenne est 55,8% plus faible pour le bassin High par rapport au Low.

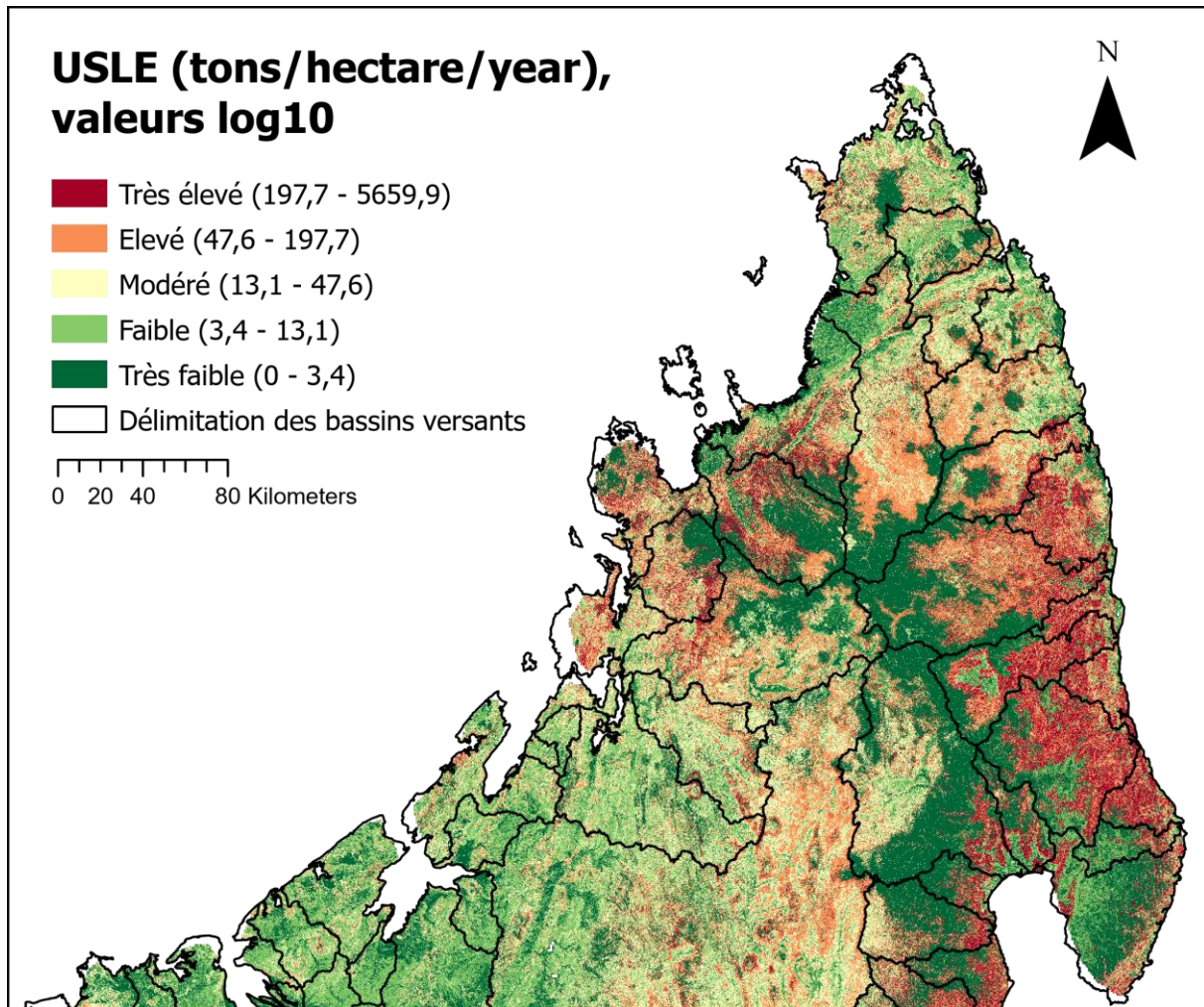
En ce qui concerne les comparaisons entre bassins versants, les différences observées s'expliquent en grande partie par les contrastes marqués de précipitations entre les deux bassins. En effet, comme l'illustrent les cartes de précipitations présentées à la section [5.1](#), le bassin faiblement déforesté reçoit des précipitations plus importantes que le bassin fortement déforesté.

L'analyse détaillée des deux bassins versants met en évidence des réponses hydrologiques contrastées selon l'intensité de la déforestation et le contexte local. Dans le bassin faiblement déforesté, les résultats suggèrent une forte sensibilité du quickflow à la perte de couvert forestier, tandis que le baseflow et la recharge locale semblent relativement peu affectés. En revanche, le bassin fortement déforesté présente une dynamique plus complexe : si l'augmentation du quickflow est conforme aux attentes, la hausse du baseflow et de la recharge locale va à l'encontre des hypothèses théoriques classiques. Ces résultats indiquent que d'autres facteurs, tels que les paramètres hydrologiques associés aux classes d'occupation du sol, la topographie ou les contrastes de précipitations, jouent un rôle déterminant dans la redistribution des flux hydrologiques. Ils mettent en lumière les limites du modèle et la nécessité d'intégrer une lecture multifactorielle des processus d'infiltration et de ruissellement.

5.3 Outputs du Sediment Delivery Ratio

Dans cette section, les outputs du modèle Sediment Delivery Ratio seront présentés et analysés sur une base visuelle, afin de mettre en avant les zones à fort potentiel d'érosion mais aussi les zones qui permettent de piéger les sédiments afin qu'ils ne contribuent pas à l'augmentation de la charge sédimentaire dans les cours d'eau (voir Harifidy et al., 2025).

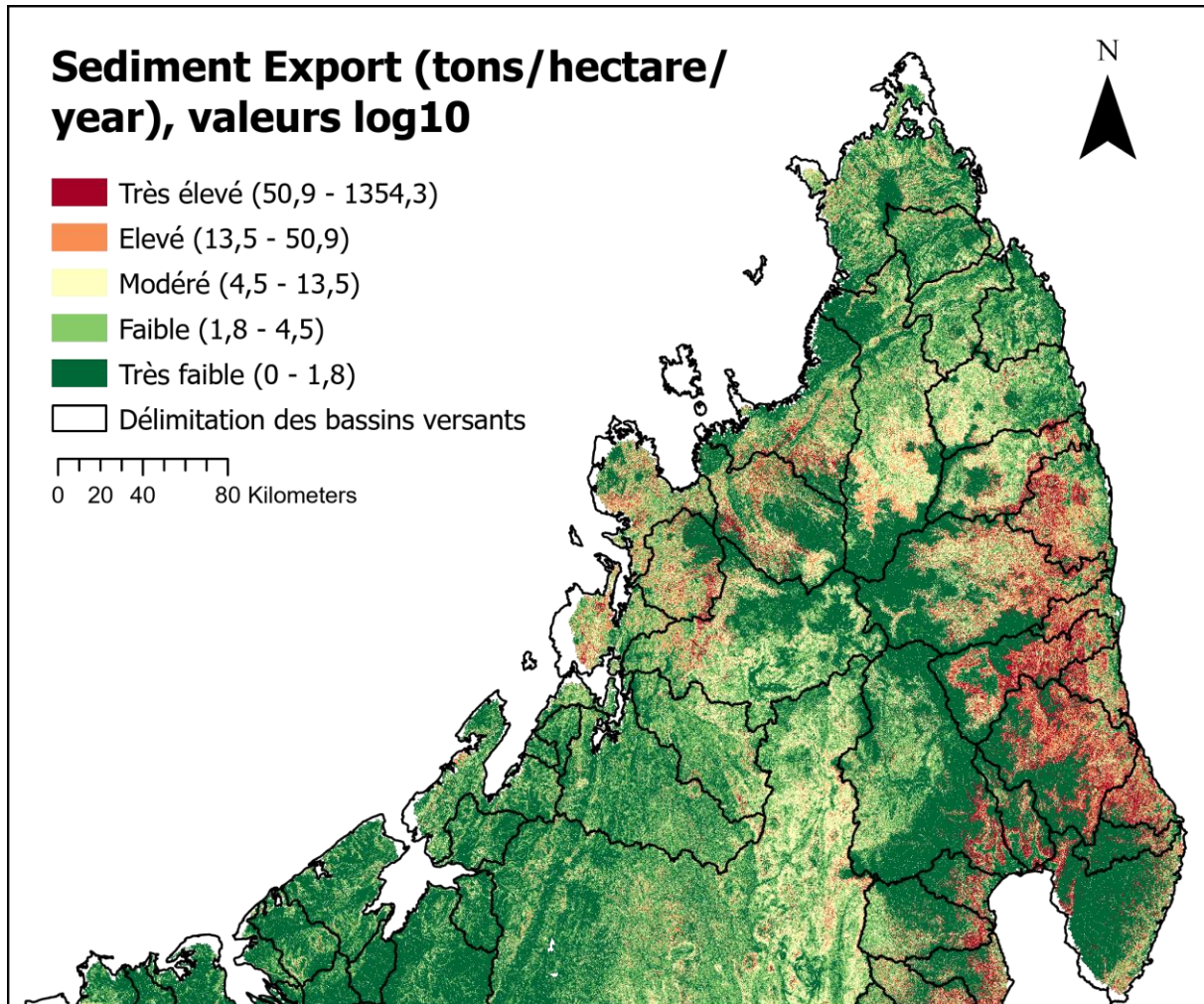
Figure 34 : Carte USLE de l'érosion potentielle du nord de Madagascar selon le modèle SDR



Pour rappel la couche USLE permet de visualiser les zones où l'érosion potentielle est la plus forte et de calculer la perte de sol estimée via l'équation USLE prenant en compte l'érosivité des précipitations, l'érodabilité du sol et des facteurs de pente, gestion de la couverture et de pratique de soutien.

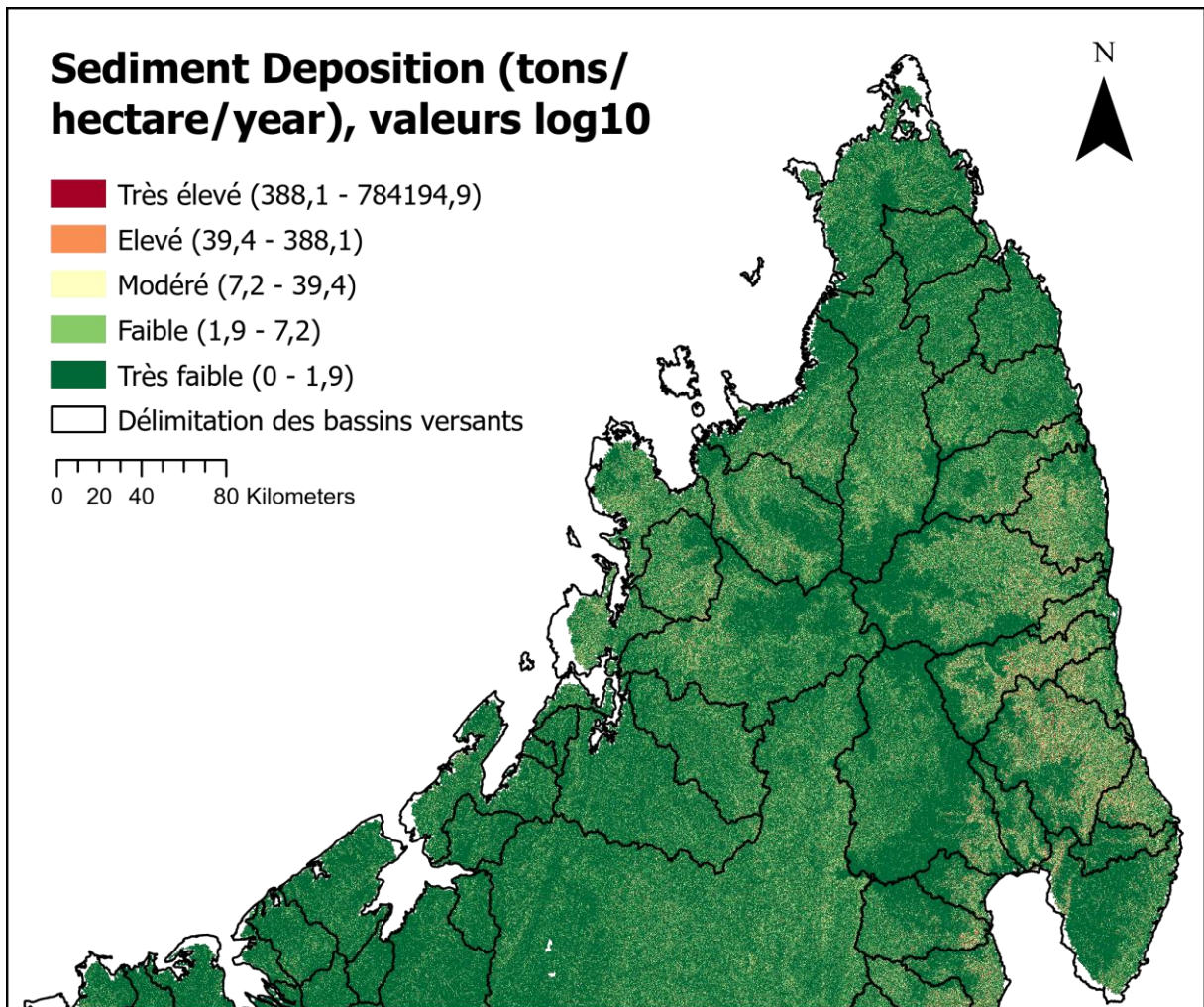
Il apparaît très clairement que les zones forestières sont peu affectées par l'érosion potentielle, ou du moins dans une mesure nettement inférieure à celle observée dans les zones de sols nus et/ou de prairies soumises à de fortes précipitations. Le modèle semble ainsi produire des résultats cohérents et conformes aux attentes théoriques.

Figure 35 : Carte de l'export des sédiments du nord de Madagascar selon le modèle SDR



La couche Sediment Export exprime la quantité de sédiments qui quitte chaque pixel pour rejoindre un cours d'eau. Les zones en orange / rouges peuvent donc être comprises comme celles participant directement à l'augmentation de la charge sédimentaire dans le réseau hydrographique. Elle est calculée en multipliant, pour chaque pixel, l'USLE et le SDR, fonction de la zone ascendante et du trajet descendant du flux expliquée en détail au point [4.2.3](#).

On identifie ainsi une zone située à l'est du nord de Madagascar, caractérisée, selon la classification LULC, principalement par des sols nus et des prairies, et pour laquelle le MNT laisse déduire des pentes relativement marquées. Au regard de ces caractéristiques et des résultats du modèle, cette zone apparaît comme particulièrement vulnérable à l'export de sédiments.

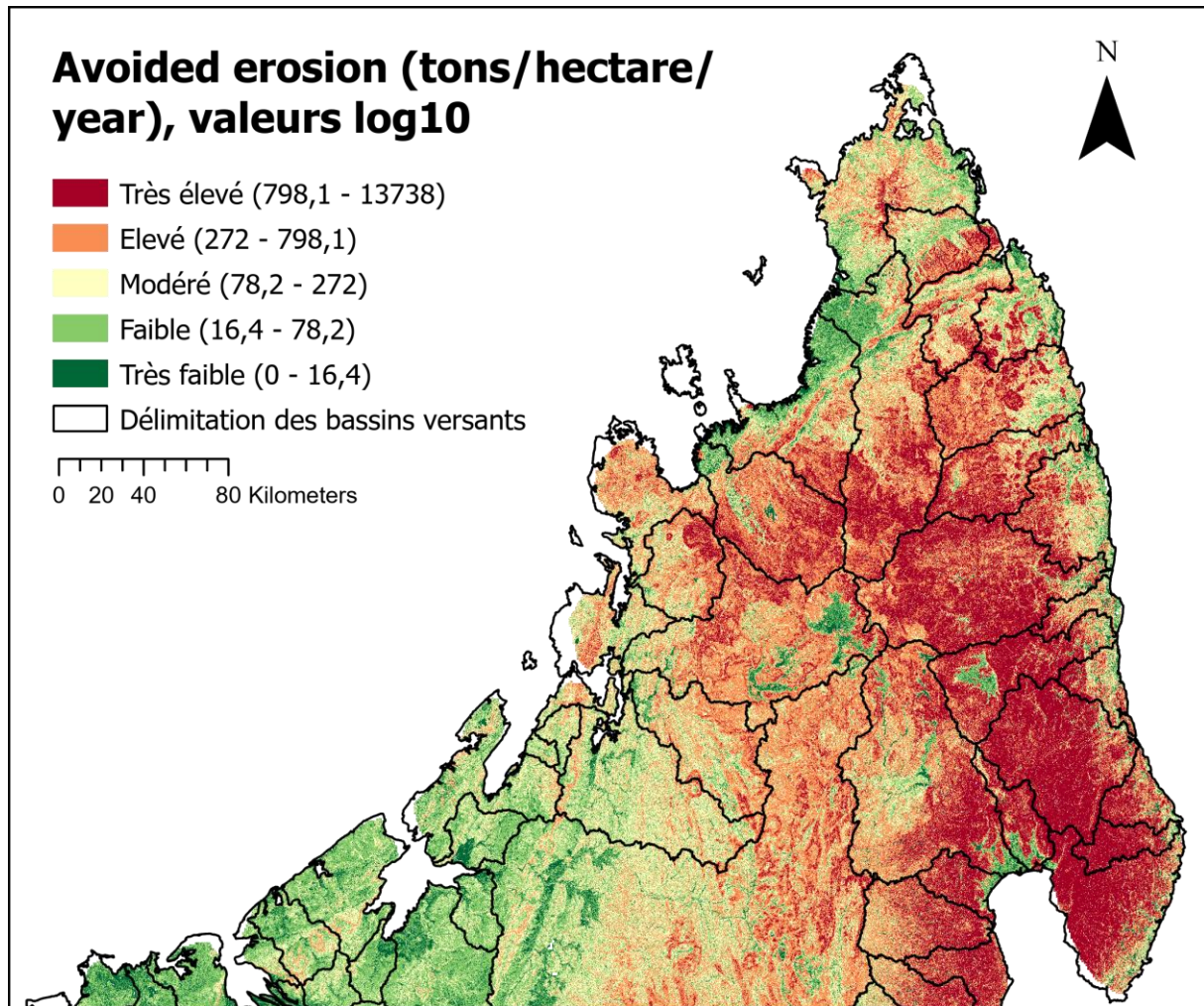
Figure 36 : Carte de la déposition des sédiments du nord de Madagascar selon le modèle SDR

La couche Sediment Deposition permet d'identifier les zones du paysage jouant un rôle de rétention sédimentaire. Des valeurs élevées de dépôt sédimentaire peuvent résulter soit de zones à fort potentiel érosif mais faiblement connectées au réseau hydrographique, soit de zones à faible érosion exerçant un effet tampon, comme c'est notamment le cas des zones forestières. Dans ces configurations, les sédiments sont déposés le long du versant avant d'atteindre les cours d'eau.

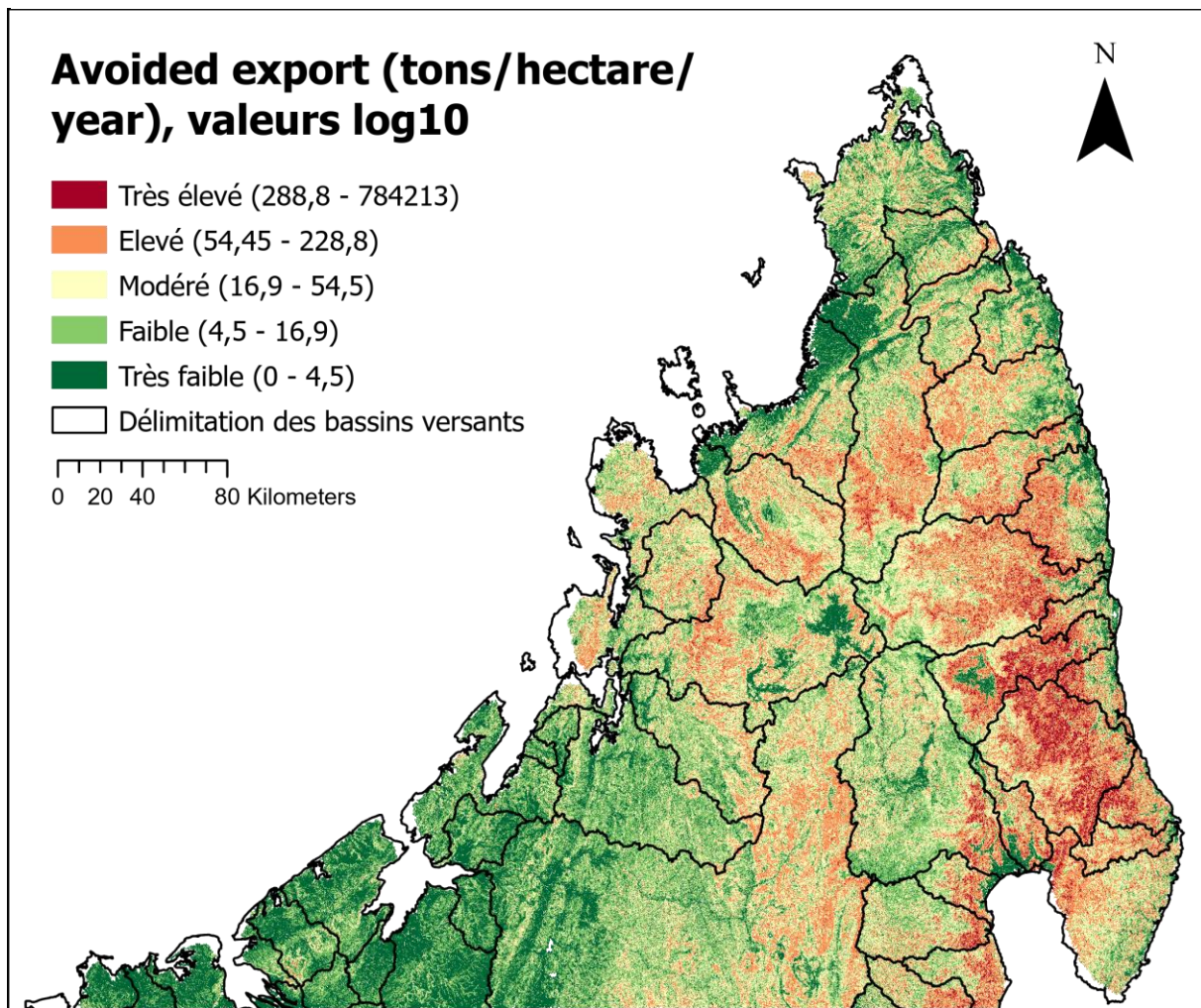
À l'échelle de la zone d'étude, les valeurs de Sediment Deposition demeurent globalement faibles. Néanmoins, les secteurs précédemment identifiés comme présentant un fort export sédimentaire montrent également des valeurs légèrement plus élevées de dépôt, traduisant une accumulation partielle des sédiments en amont du réseau hydrographique.

Ensuite, voyons maintenant les couches Avoided Export et Avoided Erosion, qui quantifient ensemble le service écosystémique du contrôle de l'érosion permis par le paysage.

Figure 37 : Carte de l'érosion évitée par la végétation du nord de Madagascar selon le modèle SDR



L'Avoided Erosion illustre la contribution de la végétation à la réduction de l'érosion. Les zones forestières se distinguent clairement par des valeurs très élevées, mais l'on constate également que l'érosivité et la pente influencent la répartition des valeurs dans la couche. Dans tous les cas, il apparaît qu'un véritable travail de rétention de l'érosion s'opère dans le nord de Madagascar, sans lequel les quantités de sédiments transportés seraient nettement plus importantes.

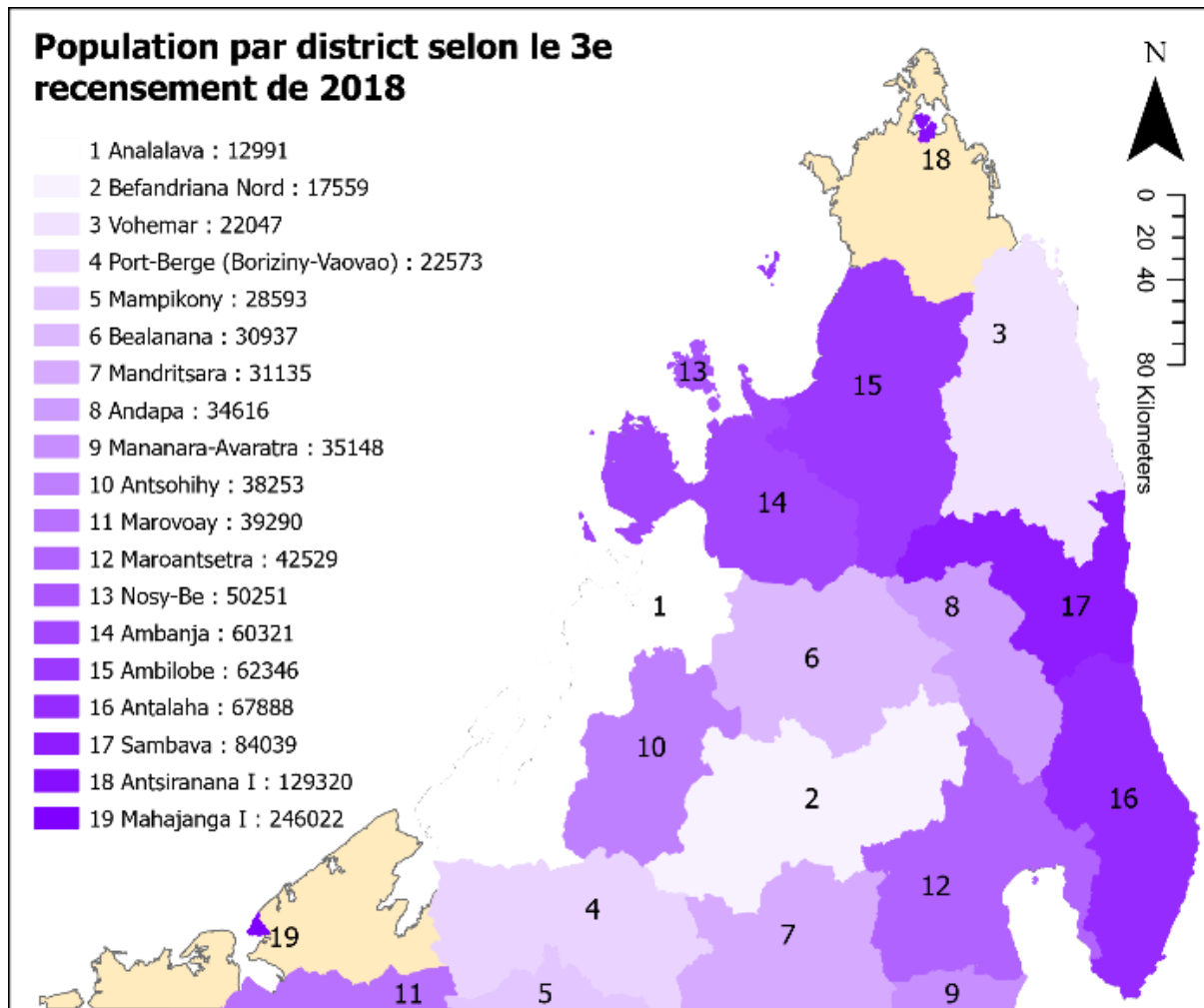
Figure 38 : Carte de l'export des sédiments évité par la végétation du nord de Madagascar selon le modèle SDR

La couche Avoided Export met en évidence les zones où le sol contribue à réduire l'érosion d'un pixel tout en retenant les sédiments provenant de l'amont. Elle représente donc la quantité totale de sédiments retenus sur le pixel. On observe ici que les zones présentant les valeurs les plus élevées ne correspondent pas nécessairement aux zones forestières de la LULC. Cela s'explique par le fait qu'un pixel non forestier peut tout de même avoir une valeur élevée si les pixels situés en aval ou à proximité retiennent efficacement les sédiments, le modèle prenant en compte le parcours de l'eau. La pente du terrain joue également un rôle important en influençant l'écoulement et la rétention des sédiments.

En résumé, l'ensemble des couches d'output du SDR met en évidence la dynamique de l'érosion et du transport sédimentaire dans le nord de Madagascar. Les zones forestières apparaissent comme des éléments clés de rétention, limitant à la fois l'érosion locale et l'export des sédiments vers le réseau hydrographique. Les secteurs à sols nus et à prairies, en particulier sur des pentes marquées, se révèlent plus vulnérables à l'export sédimentaire. Les couches Sediment Deposition, Avoided Erosion et Avoided Export confirment par ailleurs que le paysage, dans son ensemble, joue un rôle significatif dans le contrôle des sédiments, non seulement par la couverture végétale mais aussi par la topographie et la connectivité du réseau. Ces résultats soulignent l'importance de préserver la couverture végétale pour maintenir la fonction écosystémique de régulation de l'érosion.

5.4 Cartes de populations

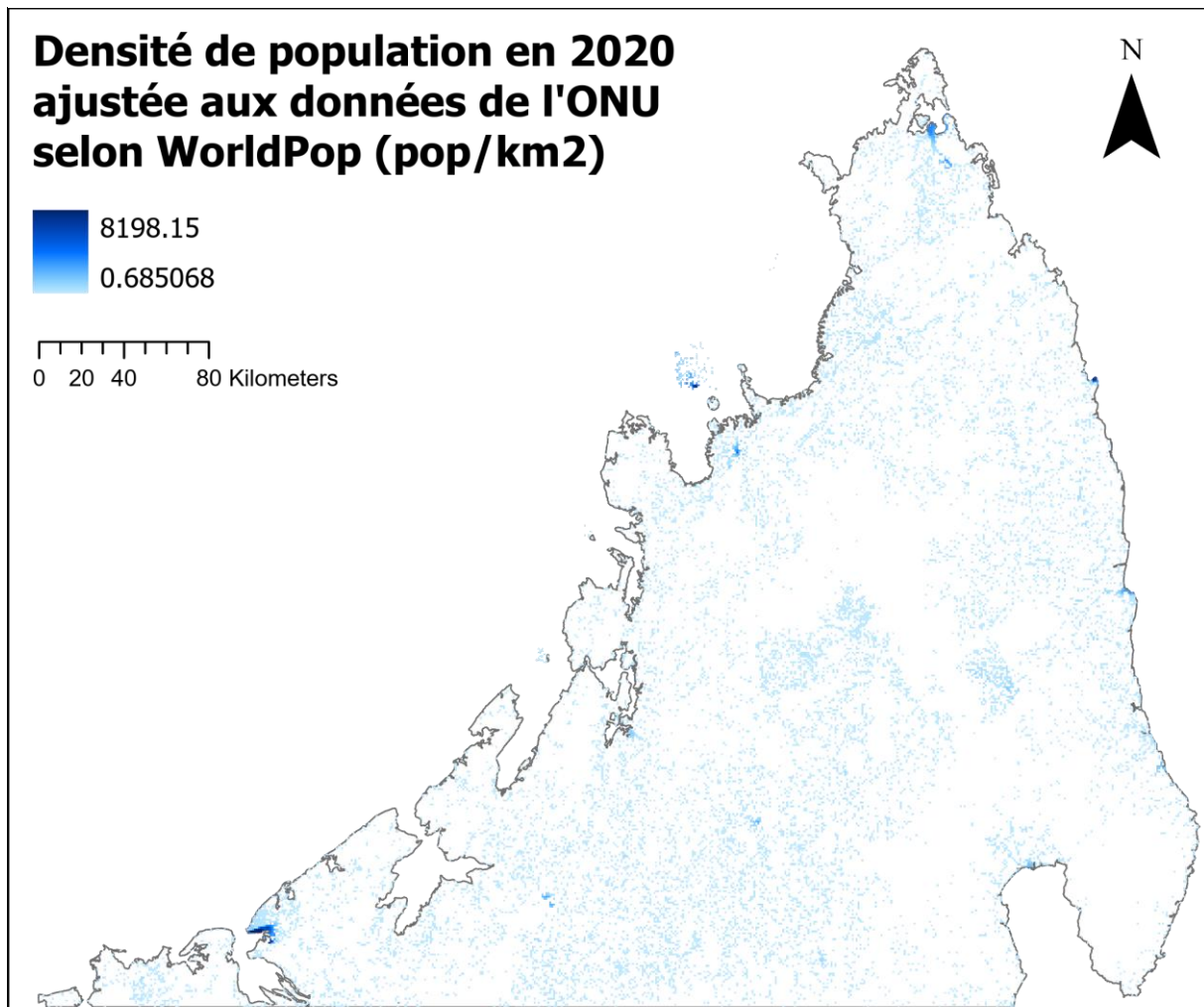
Figure 39 : Population du nord de Madagascar par district selon le 3^e recensement de 2018



L'utilisation des données de population par communes urbaines (correspondant aux districts) issues du troisième Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH-3) de 2018 a permis de produire la carte présentée ci-dessus. Celle-ci offre une visualisation de la répartition de la population à l'échelle des districts et facilite leur comparaison sur la base de la population totale. Il convient toutefois de souligner que cette carte ne tient pas compte de la densité de population et ne représente pas les variations spatiales internes à chaque district. Les districts sont ainsi classés uniquement selon leur population absolue.

Bien que cette représentation ne permette pas une analyse fine de la distribution géographique de la population, elle illustre néanmoins la manière dont des données tabulaires démographiques peuvent être mobilisées pour une visualisation spatiale. Dans une optique de priorisation territoriale, notamment pour l'implantation de projets de préservation ou d'afforestation, une telle carte constitue un outil pertinent pour identifier rapidement les districts les plus peuplés.

Figure 40 : Densité de population du nord de Madagascar en 2020 ajustée aux données de l'ONU selon WorldPop



En complément, une seconde approche de représentation de la population a été développée à partir des données de densité de population de WorldPop. Les résultats obtenus sont globalement cohérents avec la carte de population par district et offrent une visualisation plus fine de la répartition spatiale de la population, exprimée en habitants par km². Il convient toutefois de prendre en compte les incertitudes associées à la méthode de random forest utilisée pour redistribuer spatialement la population, ainsi que le fait que les données les plus récentes reposent sur des projections issues du recensement de 1993. Par ailleurs, la densité de population est loin d'être homogène dans le nord de Madagascar, avec des pôles de population fortement concentrés, notamment dans les villes d'Antsiranana, Hell-Ville, Mahajanga et Ambanja.

En conclusion, la combinaison des données du RGPH-3 et de WorldPop permet d'appréhender la répartition de la population dans le nord de Madagascar à différentes échelles. Si ces approches présentent certaines limites méthodologiques et incertitudes, elles mettent néanmoins en évidence une forte concentration de la population dans quelques pôles urbains. Ces résultats peuvent ainsi constituer un appui pour orienter la priorisation territoriale de projets de conservation ou d'afforestation.

6. Discussion et limitations

Dans cette section, il convient de reprendre notre travail et d'y apporter un regard plus large, à la lumière de la littérature existante sur le sujet et des limites rencontrées pendant le stage.

Les modèles InVEST figurent parmi les outils les plus largement utilisés pour la quantification et la modélisation des services écosystémiques (Benra et al., 2021 ; Scordo et al., 2018). Leur popularité s'explique notamment par leurs besoins relativement limités en données d'entrée, ce qui les rend particulièrement adaptés aux régions où les données sont rares ou difficiles à obtenir avec précision. Par ailleurs, la facilité de prise en main du modèle, grâce à une interface accessible et intuitive, en fait un outil compréhensible et utilisable par un large public. Toutefois, l'un des principaux points faibles d'InVEST réside dans la précision limitée de ses données de sortie. Comme le souligne la documentation du modèle, les valeurs absolues produites ne doivent pas être interprétées directement. L'analyse doit plutôt se concentrer sur les variations relatives et les tendances spatiales. Cette contrainte impose une certaine prudence dans l'interprétation des résultats, limite la robustesse des conclusions et ne permet pas d'affirmer avec une totale confiance les résultats présentés dans la [section 5](#).

Une seconde limitation concerne la disponibilité et la qualité des données pour Madagascar. Comme évoqué aux sections [4.1.1](#) et [4.2.1](#), l'accès à des données d'entrée précises et empiriques s'est parfois révélé complexe. La couche d'occupation du sol ESA WorldCover, par exemple, a dû être retravaillée, car elle surestimait la couverture forestière par rapport aux estimations récentes (Vieilledent et al., 2018 ; Nobel, 2023). De même, les données relatives au nombre de jours de pluie par mois n'ont pas pu être entièrement dérivées d'observations empiriques et ont nécessité des extrapolations dans les zones dépourvues de stations météorologiques. Par ailleurs, certaines données d'entrée n'étaient disponibles qu'à une résolution spatiale de l'ordre du kilomètre, ce qui, une fois reprojété à une taille de pixel de 30m, limite fortement la précision des informations. De plus, la télédétection a été privilégiée, l'acquisition de données sur le terrain étant trop complexe, voire impossible, pour la zone d'étude. En outre, plusieurs paramètres requis par les modèles doivent idéalement être ajustés par un processus de calibration, qui demeure difficile en l'absence de données empiriques permettant une validation robuste (Halder et al., 2022). Ces limites n'impliquent pas que les résultats du modèle présentés dans ce rapport soient complètement erronés ou dépourvus de valeur, mais elles impliquent de les interpréter de manière spatiales et relatives, plutôt que de se focaliser sur les valeurs absolues. Les résultats de ce travail peuvent néanmoins constituer des éléments pertinents pour éclairer la compréhension et la gestion des services écosystémiques. Pour produire des résultats associés à un niveau de confiance plus élevé, un travail plus approfondi sur les données d'entrée, ainsi que sur la sensibilité et la calibration du modèle, serait toutefois nécessaire, ce qui n'a pas été possible dans le cadre de ce stage, faute de temps et de ressources.

Si l'on s'intéresse maintenant au travail visant à analyser l'influence du couvert végétal sur l'infiltration et le ruissellement, plusieurs limites doivent également être soulignées. Tout d'abord, la couche d'occupation du sol utilisée ne distingue qu'une seule classe forestière, sans différenciation entre les différents types de forêts présents à Madagascar (forêt sèche, forêt humide, bush épineux, pour n'en nommer que quelques-unes) (Hending et al., 2022). Or, chaque type de végétation forestière présente des caractéristiques propres influençant différemment les processus d'infiltration et de ruissellement. L'étude de Sahin et Hall (1996), qui analyse les effets des changements de couverture végétale sur le rendement en eau des bassins versants, montre que la déforestation tend généralement à augmenter le débit annuel, en raison d'une réduction de l'interception et de l'évapotranspiration par la végétation. Toutefois, l'intensité de cette réponse hydrologique dépend fortement du type de végétation concerné (Sahin et Hall, 1996).

Transposée au contexte malgache, cette observation implique que la déforestation d'une forêt humide n'entraînera pas les mêmes conséquences hydrologiques que celle d'une forêt sèche. Ainsi, l'absence de différenciation entre les types de forêts dans la LULC utilisée dans ce travail limite l'analyse de la diversité des réponses hydrologiques associées aux différents types de couvert végétal du nord de Madagascar. Il serait donc particulièrement pertinent de relancer le modèle en utilisant une LULC distinguant les différents types de végétation présents dans le nord de Madagascar pour obtenir des résultats plus précis et conformes à la réalité. Enfin, il est important de considérer que les deux bassins versants analysés dans l'approche focalisée sur les changements de déforestation ne présentent pas des conditions initiales entièrement comparables. En effet, si les deux possèdent une superficie similaire et une couverture forestière en 1953 très proche, ils diffèrent sur les niveaux de précipitations, d'évapotranspiration, de contexte climatique et de catégories de sols selon la couche HYSOG. Pour isoler plus rigoureusement l'effet du couvert végétal sur les résultats du modèle SWY, il serait pertinent de concevoir deux bassins versants fictifs partageant des caractéristiques strictement identiques et ne différant que par leur trajectoire de déforestation. Un tel travail pourrait éventuellement être mené dans le cadre d'un futur stage, à défaut, ces différences doivent être gardées à l'esprit lors de l'interprétation des résultats.

En ce qui concerne le modèle Sediment Delivery Ratio (SDR), plusieurs limites doivent être soulignées. Tout d'abord, le modèle ne produit que des valeurs moyennes annuelles et ne permet donc pas d'analyser les variations saisonnières ou mensuelles du transport sédimentaire. Par ailleurs, il ne prend en compte qu'un seul type d'érosion, à savoir l'érosion par ruissellement de surface, excluant donc les autres types d'érosion tels que les glissements de terrain ou l'érosion en ravines. De plus, les concepteurs du modèle indiquent que le SDR est moins adapté aux contextes montagneux caractérisés par des pentes très abruptes, l'équation USLE ne représentant que partiellement ce type de topographie (pour plus d'informations, voir la rediffusion du Workshop Virtuel du Natural Capital Project de 2020 [ici](#)). Or, le nord de Madagascar, avec des reliefs culminant à 2878 m d'altitude, présente des conditions topographiques complexes qui peuvent potentiellement limiter la capacité du modèle à capturer les dynamiques réelles d'érosion.

A l'échelle de tout Madagascar, la littérature scientifique met en garde contre le risque élevé d'érosion sur les Hautes Terres centrales de Madagascar, qui génèrent des charges sédimentaires particulièrement importantes (Cox et al., 2009 ; Brosens et al., 2022 ; Broothaerts et al., 2023). Il pourrait ainsi être pertinent de relancer le modèle SDR à l'échelle de tout Madagascar afin d'identifier d'éventuelles différences spatiales dans les dynamiques d'export sédimentaire. Toutefois, il convient de souligner que les lavakas, formes d'érosion emblématiques de cette région, se développent à la suite de fortes précipitations sur des sols fragilisés, notamment par la déforestation, et se caractérisent par des effondrements soudains et brutaux (Brosens et al., 2022). Ces processus, relevant d'une érosion de masse plutôt que d'une érosion de surface, ne sont pas pris en compte par le modèle SDR d'InVEST. Quoi qu'il en soit, il convient de retenir que les précipitations extrêmes, la déforestation et l'expansion agricole entraînent une augmentation du transport sédimentaire vers l'aval et accélèrent l'érosion des sols (Harifidy et al., 2025).

7. Conclusion / Perspectives et recommandations

Ce stage aux CJBG a permis d'explorer les modèles InVEST Seasonal Water Yield et Sediment Delivery Ratio. Il s'inscrit dans la continuité des travaux réalisés lors des stages précédents de Mathieu Grigis, eux-mêmes faisant suite à ceux de Léna Hyvärinen, et contribue à l'élaboration d'une infrastructure écologique pour le nord de Madagascar, actuellement développée par Alessandra Havinga dans le cadre de sa thèse doctorale.

Les données produites dans le cadre de ce travail constituent une base d'information sur les processus de ruissellement et d'infiltration dans le nord de Madagascar, en lien avec la déforestation en cours dans la région. Elles comprennent également un catalogue de cartes issues du modèle Sediment Delivery Ratio, mettant en évidence les zones présentant un risque élevé d'érosion selon les résultats du modèle. Afin de compléter cette analyse, des cartes de répartition de la population ont été réalisées, permettant d'identifier les zones et districts les plus densément peuplés et d'adopter ainsi une approche plus holistique et intégrée. Ces travaux ont également permis une appropriation approfondie des logiciels InVEST et ArcGIS Pro, ce dernier ayant été utilisé pour l'ensemble des traitements et productions cartographiques.

Les résultats obtenus soulignent à la fois la pertinence des modèles InVEST et l'importance de la qualité des données d'entrée. Si les résultats apparaissent globalement cohérents, il demeure essentiel de considérer les incertitudes qui les accompagnent et qui ont été discutées dans ce rapport. Un travail de calibration ainsi qu'une analyse de sensibilité plus approfondie auraient été souhaitables, mais nécessitaient des ressources temporelles supplémentaires incompatibles avec le caractère exploratoire de ce stage.

De manière plus générale, ce rapport illustre l'étendue des possibilités offertes par les systèmes d'information géographique. À partir de données en libre accès et de logiciels relativement accessibles, il est possible de mener des analyses environnementales approfondies, y compris dans des régions disposant de peu de données empiriques. Les perspectives offertes par ces outils apparaissent ainsi particulièrement vastes.

Ce travail se poursuivra au-delà de la remise du présent rapport. Au cours des six dernières semaines de stage suivant sa reddition, un travail complémentaire portera sur l'élaboration et l'harmonisation de symbologies à différentes échelles et pour divers objets cartographiques couvrant l'ensemble du nord de Madagascar. L'objectif est de produire des supports cartographiques cohérents et standardisés, adaptés aussi bien à un public expert qu'à un public non spécialisé. Enfin, la rédaction d'un rapport analysant la position de Madagascar au sein du régime climatique international constituera une ressource utile pour l'ensemble de l'équipe de recherche travaillant sur Madagascar, en facilitant la compréhension des engagements et obligations du pays en matière d'objectifs climatiques et environnementaux internationaux.

De manière plus générale, de nombreux axes de travail restent à explorer pour les futur.e.s stagiaires. D'une part, il serait pertinent d'améliorer la précision des résultats en approfondissant l'analyse de la sensibilité du modèle Seasonal Water Yield (SWY), en testant la sensibilité des paramètres du modèle Sediment Delivery Ratio (SDR), et en poursuivant les recherches en vue d'une calibration des deux modèles par confrontation de leurs résultats à des données empiriques. D'autre part, le logiciel InVEST propose une large gamme de modèles dédiés à l'évaluation de différents services écosystémiques, particulièrement pertinents dans le cadre de l'élaboration d'une infrastructure écologique. À titre d'exemple, les modèles Nutrient Delivery Ratio ou Carbon Storage and Sequestration pourraient être mobilisés afin d'en analyser les résultats et d'enrichir la compréhension des dynamiques environnementales du territoire.

8. Réflexions sur le déroulement du stage

Je tiens à remercier chaleureusement l'ensemble de l'équipe des CJBG pour son accueil et sa bienveillance tout au long de ce stage. Être entourée de personnes aussi passionnées et investies dans leur travail a été particulièrement inspirant pour moi. Au-delà des nombreuses heures passées sur ArcGIS Pro, je retiendrai surtout la richesse des échanges que j'ai eu la chance d'avoir avec l'équipe, qui se sont révélés très enrichissants, tant sur le plan professionnel que personnel.

Ce stage m'a permis de réellement prendre en main le logiciel ArcGIS Pro et de me former de manière approfondie aux processus de la géomatique, tout en découvrant l'étendue des possibilités offertes par les systèmes d'information géographique et les portails de données en libre accès. J'ai également pu développer mon autonomie et gagner en confiance dans ma capacité à faire des choix méthodologiques et à orienter mon travail. Cette progression a été largement facilitée par une ambiance de travail particulièrement agréable, l'ensemble de l'équipe des CJBG faisant preuve d'une grande disponibilité, de bienveillance et de bonne humeur. Je remercie tout particulièrement Alessandra Havinga, Louis Nusbaumer et Pascal Martin pour leurs conseils précieux et leur accompagnement.

Enfin, étant très intéressée par la poursuite d'une carrière dans la protection des milieux insulaires et tropicaux, ce stage a été pour moi une occasion précieuse de développer mes connaissances sur Madagascar, son environnement, ses enjeux et sa culture. Tout cela a renforcé mon admiration pour la richesse naturelle de ce pays et pour sa population.

9. Bibliographie

Ali, J. R., & Aitchison, J. C. (2008). Gondwana to Asia: Plate tectonics, paleogeography and the biological connectivity of the Indian sub-continent from the Middle Jurassic through latest Eocene (166–35 Ma). *Earth-Science Reviews*, 88(3-4), 145-166.

Allnutt, T. F., Ferrier, S., Manion, G., Powell, G. V., Ricketts, T. H., Fisher, B. L., ... & Rakotondrainibe, F. (2008). A method for quantifying biodiversity loss and its application to a 50-year record of deforestation across Madagascar. *Conservation Letters*, 1(4), 173-181.

Andrianambinina, F. O. D., Rafanoharana, S. C., Rasamuel, H. A. T., Waeber, P. O., Ganzhorn, J. U., & Wilmé, L. (2023). Decrease of deforestation in Protected Areas of Madagascar during the COVID-19 years. *Madagascar Conservation & Development*, 18(1), 15-21.

Anjinho, P. D. S., Barbosa, M. A. G. A., & Mauad, F. F. (2022). Evaluation of InVEST's water ecosystem service models in a Brazilian Subtropical Basin. *Water*, 14(10), 1559.

Antonelli, A., Smith, R. J., Perrigo, A. L., Crottini, A., Hackel, J., Testo, W., ... & Ralimanana, H. (2022). Madagascar's extraordinary biodiversity: Evolution, distribution, and use. *Science*, 378(6623), eabf0869.

Banque mondiale. (2022, 20 juin). *Madagascar : 220 millions de dollars pour améliorer l'accès à l'eau et à l'assainissement de base* [Communiqué de presse]. Banque mondiale. <https://www.banquemondiale.org/fr/news/press-release/2022/06/20/madagascar-220-million-to-improve-basic-water-and-sanitation-services-and-supply>

Benra, F., De Frutos, A., Gaglio, M., Álvarez-Garretón, C., Felipe-Lucia, M., & Bonn, A. (2021). Mapping water ecosystem services: Evaluating InVEST model predictions in data scarce regions. *Environmental Modelling & Software*, 138, 104982.

Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., ... & Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature communications*, 8(1), 2013.

Brauman, K. A. (2015). Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(4), 345-358.

- Bremer, L. L., Hamel, P., Ponette-González, A. G., Pompeu, P. V., Saad, S. I., & Brauman, K. A. (2020). Who are we measuring and modeling for? Supporting multilevel decision-making in watershed management. *Water Resources Research*, 56(1), e2019WR026011.
- Broothaerts, N., Razanamahandry, V. F., Brosens, L., Campforts, B., Jacobs, L., Razafimbelo, T., ... & Govers, G. (2023). Vegetation changes and sediment dynamics in the Lake Alaotra region, central Madagascar. *The Holocene*, 33(4), 459-470.
- Brosens, L., Broothaerts, N., Campforts, B., Jacobs, L., Razanamahandry, V. F., Van Moerbeke, Q., ... & Govers, G. (2022). Under pressure: Rapid lavaka erosion and floodplain sedimentation in central Madagascar. *Science of the Total Environment*, 806, 150483.
- Callmander, M. W., Phillipson, P. B., Schatz, G. E., Andriambololonera, S., Rabarimanarivo, M., Rakotonirina, N., ... & Lowry, P. P. (2011). The endemic and non-endemic vascular flora of Madagascar updated. *Plant Ecology and Evolution*, 144(2), 121-125.
- Clay, D. C., & Lewis, L. A. (1990). Land use, soil loss, and sustainable agriculture in Rwanda. *Human Ecology*, 18(2), 147-161.
- Cox, R., Bierman, P., Jungers, M. C., & Rakotondrazafy, A. M. (2009). Erosion rates and sediment sources in Madagascar inferred from ¹⁰Be analysis of lavaka, slope, and river sediment. *The Journal of Geology*, 117(4), 363-376.
- Crottini, A., Madsen, O., Poux, C., Strauß, A., Vieites, D. R., & Vences, M. (2012). Vertebrate time-tree elucidates the biogeographic pattern of a major biotic change around the K–T boundary in Madagascar. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(14), 5358-5363.
- Desbureaux, S., & Damania, R. (2018). Rain, forests and farmers: Evidence of drought induced deforestation in Madagascar and its consequences for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 221, 357-364.
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global change biology*, 11(10), 1565-1576.
- Fondation pour les Aires Protégées et la Biodiversité de Madagascar. (2023, 27 septembre). *Nature conservation in Madagascar through protected areas*. <https://www.fapbm.org/en/nature-conservation-in-madagascar-through-protected-areas/>
- Gade, D. W. (1996). Deforestation and its effects in highland Madagascar. *Mountain Research and Development*, 101-116.
- Gashaw, T., Worqlul, A. W., Dile, Y. T., Sahle, M., Adem, A. A., Bantider, A., ... & Bayable, G. (2022). Evaluating InVEST model for simulating annual and seasonal water yield in data-scarce regions of the Abbay (Upper Blue Nile) Basin: implications for water resource planners and managers. *Sustainable Water Resources Management*, 8(5), 170.
- Goodman, S. M., & Benstead, J. P. (2005). Updated estimates of biotic diversity and endemism for Madagascar. *Oryx*, 39(1), 73-77.
- Grigis, M. (2025). Analyse hydrologique des bassins versants du nord de Madagascar. Rapport de stage du certificat complémentaire en géomatique. CJBG & UNIGE.
- Grizzetti, B., Lanza, D., Lique, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61, 194-203.

- Guswa, A. J., Hamel, P., & Dennedy-Frank, P. J. (2017). Potential effects of landscape change on water supplies in the presence of reservoir storage. *Water Resources Research*, 53(4), 2679-2692.
- Halder, S., Das, S., & Basu, S. (2022). Estimation of seasonal water yield using InVEST model: a case study from West Bengal, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 15(14), 1293.
- Hamel, P., Valencia, J., Schmitt, R., Shrestha, M., Piman, T., Sharp, R. P., ... & Guswa, A. J. (2020). Modeling seasonal water yield for landscape management: Applications in Peru and Myanmar. *Journal of Environmental Management*, 270, 110792.
- Hamel, P., Falinski, K., Sharp, R., Auerbach, D. A., Sánchez-Canales, M., & Dennedy-Frank, P. J. (2017). Sediment delivery modeling in practice: Comparing the effects of watershed characteristics and data resolution across hydroclimatic regions. *Science of the Total Environment*, 580, 1381-1388.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... & Townshend, J. R. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science*, 342(6160), 850-853.
- Harifidy, R. Z., Hiroshi, I., Harivelo, R. Z. M., Jun, M., Kazuyoshi, S., & Keiichi, M. (2024). Assessing future intra-basin water availability in madagascar: Accounting for climate change, population growth, and land use change. *Water Research*, 257, 121711.
- Harifidy, R. Z., & Nobuhito, O. (2025). Systematic Mapping of Deforestation and Sediment Load Trends from 2010 to 2025 in the Betsiboka Basin, Madagascar. *Trees, Forests and People*, 101090.
- Harper, G. J., Steininger, M. K., Tucker, C. J., Juhn, D., & Hawkins, F. (2007). Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental conservation*, 34(4), 325-333.
- Hending, D., Holderied, M., McCabe, G., & Cotton, S. (2022). Effects of future climate change on the forests of Madagascar. *Ecosphere*, 13(4), e4017.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* vol. 25, p. 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Ilstedt, U., Malmer, A., Verbeeten, E., & Murdiyarso, D. (2007). The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: a systematic review and meta-analysis. *Forest ecology and management*, 251(1-2), 45-51.
- Institut National de la Statistique (INSTAT). (1997). *Recensement général de la population et de l'habitat : RGPH-2, Madagascar, 1993*. INSTAT. [INSTAT Madagascar - Institut National de la Statistique](https://www.instat.mg/fr/INSTAT-Madagascar-Institut-National-de-la-Statistique)
- Institut National de la Statistique (INSTAT). (2021). *Résultats définitifs du RGPH-3 2018 : Troisième Recensement Général de la Population et de l'Habitation*. INSTAT. <https://www.instat.mg/p/resultats-definitifs-du-rgph-3-2018-troisieme-recensement-general-de-la-population-et-de-lhabitation>
- Jaafar, H. H., Ahmad, F. A., & El Beyrouthy, N. (2019). GCN250, new global gridded curve numbers for hydrologic modeling and design. *Scientific data*, 6(1), 145.
- Jury, M. R., Goodman, S. M., & Benstead, J. P. (2022). The climate of Madagascar. *The new natural history of Madagascar*, 91-99.

- Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., Kessler, M. (2018). Data from: Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. EnviDat. <https://doi.org/10.16904/envodat.228.v2.1>
- Mabit, L., Bernard, C., Lee Zhi Yi, A., Fulajtar, E., Dercon, G., Zaman, M., ... & Heng, L. (2018). Promoting the use of isotopic techniques to combat soil erosion: An overview of the key role played by the SWMCN Subprogramme of the Joint FAO/IAEA Division over the last 20 years. *Land Degradation & Development*, 29(9), 3077-3091.
- McMahon, J. M., Hasan, S., Brooks, A., Curwen, G., Dyke, J., Saint Ange, C., & Smart, J. C. (2022). Challenges in modelling the sediment retention ecosystem service to inform an ecosystem account—Examples from the Mitchell catchment in northern Australia. *Journal of Environmental Management*, 314, 115102.
- Minten, B., Sander, K., & Stifel, D. (2013). Forest management and economic rents: Evidence from the charcoal trade in Madagascar. *Energy for Sustainable Development*, 17(2), 106-115.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Ondo, I., Dhanjal-Adams, K. L., Pironon, S., Silvestro, D., Colli-Silva, M., Deklerck, V., ... & Antonelli, A. (2024). Plant diversity darkspots for global collection priorities. *New Phytologist*, 244(2), 719-733.
- Panagos, P., Van Liedekerke, M., Borrelli, P., Köninger, J., Ballabio, C., Orgiazzi, A., Lugato, E., Liakos, L., Hervas, J., Jones, A. Montanarella, L. 2022. European Soil Data Centre 2.0: Soil data and knowledge in support of the EU policies. *European Journal of Soil Science*, 73(6), e13315. DOI: 10.1111/ejss.13315
- Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., Rousseva, S., Tadic, M.P., Michaelides, S., Hrabalíková, M., Olsen, P., Aalto, J., Lakatos, M., Rymaszewicz, A., Dumitrescu, A., Beguería, S., Alewell, C. 2015. Rainfall erosivity in Europe. *Sci Total Environ*. 511: 801-814.
- Peña-Arancibia, J. L., Bruijnzeel, L. A., Mulligan, M., & Van Dijk, A. I. (2019). Forests as 'sponges' and 'pumps': Assessing the impact of deforestation on dry-season flows across the tropics. *Journal of Hydrology*, 574, 946-963.
- Rabazanahary Tanteliniana, M. F., Rahaman, M. H., & Zhai, J. (2021). Assessment of the future impact of climate change on the hydrology of the Mangoky River, Madagascar using ANN and SWAT. *Water*, 13(9), 1239.
- Rakotoarimanana, Z. H., Ishidaira, H., Magome, J., Souma, K., & Masutani, K. (2022). Assessment of Intra-Basin Water Resources: case of the Major River Basins in Madagascar. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. G (Environmental Research)*, 78(5), I_107-I_115.
- Randriamaherisoa, A., & Binard, M. (1992). Régionalisation des paramètres du modèle maillé: impact de la déforestation sur le régime hydrologique de la Lokoho (Madagascar). In *VIII Journées hydrologiques de l'ORSTOM*. ORSTOM.
- Randriatsara, H. H. R. H., Hu, Z., Ayugi, B., Makula, E. K., Vuguziga, F., & Nkuzimana, A. (2022). Interannual characteristics of rainfall over Madagascar and its relationship with the Indian Ocean Sea surface temperature variation. *Theoretical and Applied Climatology*, (1), 349-362.
- Ross, C. W., Prihodko, L., Anchang, J., Kumar, S., Ji, W., & Hanan, N. P. (2018). Global hydrologic soil groups (HYSOGs250m) for curve number-based runoff modeling. ORNL Distributed Active Archive Center (DAAC) dataset 10.3334/ORNLDAAAC/1566.<https://doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1566>

- Ruddiman, W. F. (2013). The anthropocene. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 41, 45-68.
- Sahin, V., & Hall, M. J. (1996). The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of hydrology*, 178(1-4), 293-309.
- Scordo, F., Lavender, T. M., Seitz, C., Perillo, V. L., Rusak, J. A., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. (2018). Modeling water yield: Assessing the role of site and region-specific attributes in determining model performance of the InVEST seasonal water yield model. *Water*, 10(11), 1496.
- Smith, R. J., Muir, R. D., Walpole, M. J., Balmford, A., & Leader-Williams, N. (2003). Governance and the loss of biodiversity. *Nature*, 426(6962), 67-70.
- Vieilledent, G., Grinand, C., Rakotomalala, F. A., Ranaivosoa, R., Rakotoarijaona, J. R., Allnutt, T. F., & Achard, F. (2018). Combining global tree cover loss data with historical national forest cover maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biological Conservation*, 222, 189-197.
- Vieilledent, G., Nourtier, M., Grinand, C., Pedrono, M., Clausen, A., Rabetrano, T., ... & Achard, F. (2020). It's not just poverty: unregulated global market and bad governance explain unceasing deforestation in Western Madagascar. *BioRxiv*, 2020-07.
- Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L. T. H., McInnes, J., & Roberts, A. M. (2012). Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology*, 138(1), 74-88.
- Walling, D. E. (2008). The changing sediment loads of the world's rivers. *Annals of Warsaw University of Life Sciences-SGGW. Land Reclamation*, (39).
- Weiskopf, S. R., Cushing, J. A., Morelli, T. L., & Myers, B. J. (2021). Climate change risks and adaptation options for Madagascar. *Ecology and Society*, 26(4), 36.
- World Bank. (2022). Madagascar Country Environmental Analysis: Promoting Green, Resilient, and Inclusive Development. World Bank. Accessible à l'adresse: <https://hdl.handle.net/10986/38211>

10. Annexes

L'ensemble des cartes au format .png ainsi que .pagx sont à retrouver à l'adresse U:\CJB20\Madagascar\Teledetection\N-Madagascar_FragmentsForestiers\InVEST\Layouts & Layoutfiles.

La version de ce rapport à la mi-février comportera également les adresses de toutes les couches au format .tif et .shp qui ont été utilisées pendant le stage.

10.1 Code python pour déterminer les quantiles de chaque couche

```
# ----- Begin snippet -----

import arcpy

import numpy as np

from arcpy.sa import *

# PARAMETERS - edit these
```

```

raster_path = r"B_NMada_decoupe_log2.tif" # raster to analyse

arcpy.env.overwriteOutput = True

# 1) Convert raster to numpy array (handles NoData)

r = arcpy.Raster(raster_path)

arr = arcpy.RasterToNumPyArray(r, nodata_to_value=np.nan)

# 2) Compute percentiles (25th and 75th), ignoring NaNs

p25, p75 = np.nanpercentile(arr, [25, 75])

# 3) Print results (to copy/paste in Raster Calculator)

print("Raster: {}".format(raster_path))

print("25th percentile (QF_low) = {:.6f}".format(p25))

print("75th percentile (QF_high) = {:.6f}".format(p75))

# ----- End snippet -----

```

10.2 Tables pour les modèles SWY et SDR

10.2.1 Table biophysique pour le modèle SWY

Description	Lucode	Kc_1	Kc_2	Kc_3	Kc_4	Kc_5	Kc_6	Kc_7	Kc_8	Kc_9	Kc_10	Kc_11	Kc_12	CN_A	CN_B	CN_C	CN_D
Forêt	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	30	55	70	77
Arbuste	2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	40	58	72	79
Prairie	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	39	61	74	80
Culture	4	1.15	1.15	1.15	1.15	0.7	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.7	1.15	57	68	75	78
Bâti	5	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	77	85	90	92
Sol nu	6	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	77	86	91	94
Eau	8	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	100	100	100	100
Zone humide	9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	70	80	85	90
Mangrove	10	1.05	1.05	1.05	1.05	1.05	1.05	1.05	1.05	1.05	1.05	1.05	1.05	45	60	75	80

10.2.2 Table des *rain events* des zones climatique pour le modèle SWY

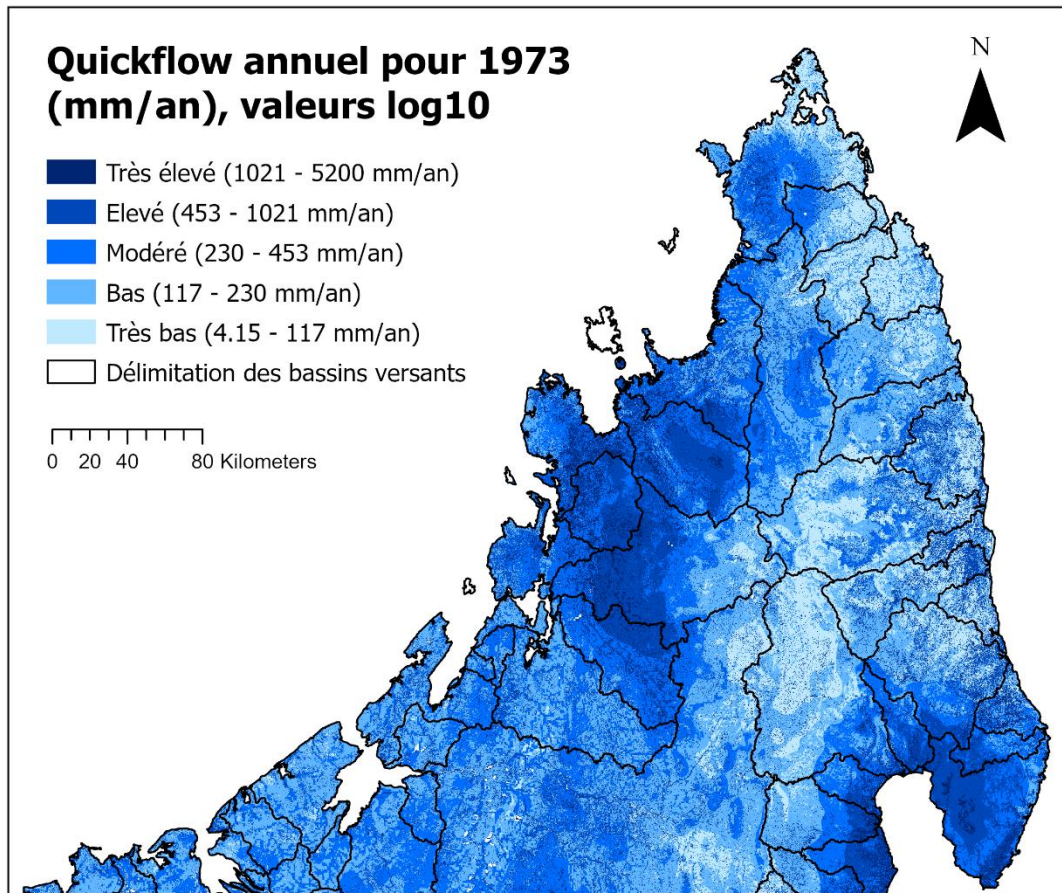
Cz_id	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	sep	oct	nov	dec
1	24	23	23	18	15	14	15	11	8	8	11	19
2	24	22	19	9	2	1	0	0	1	3	9	19
4	20	18	15	7	2	1	1	0	0	1	4	12
9	25	23	23	17	14	12	14	12	9	10	13	21
10	25	23	23	17	14	12	14	12	9	10	13	21
13	25	23	23	17	14	12	14	12	9	10	13	21
15	24	22	21	11	7	4	4	3	4	6	11	20
16	24	22	21	11	7	4	4	3	4	6	11	20
17	24	22	21	11	7	4	4	3	4	6	11	20

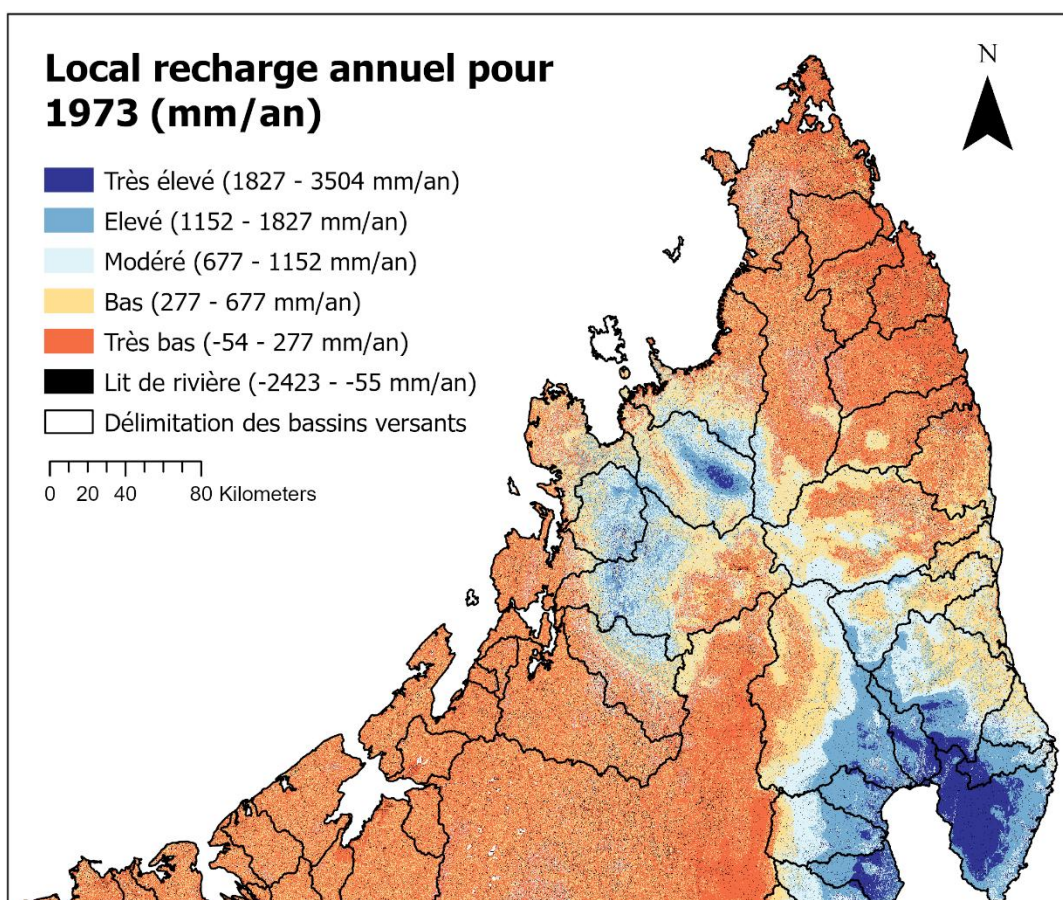
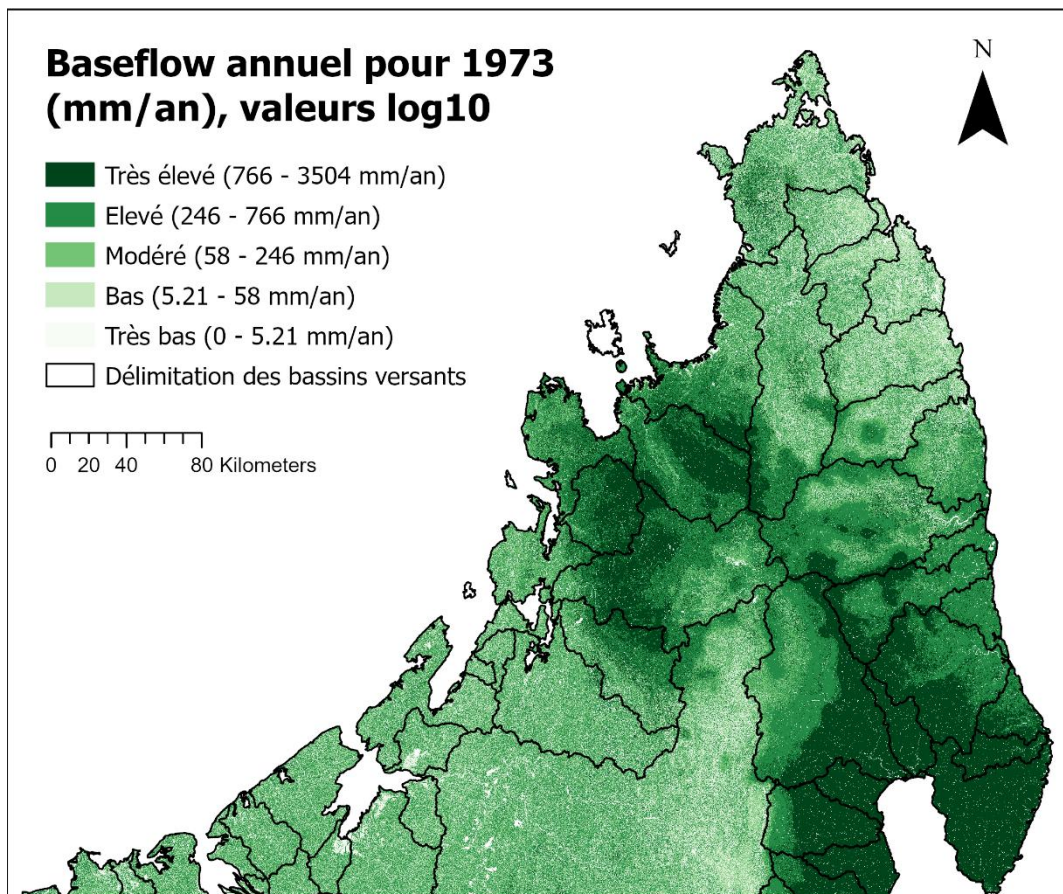
10.2.3 Table biophysique pour le modèle SDR

Description	Lucode	USLE_Ci	USLE_Pi
Forêt	1	0,001	1
Arbuste	2	0,08	1
Prairie	3	0,08	1
Culture	4	0,17	0,55
Bâti	5	0,1	1
Sol nu	6	0,45	1
Eau	8	0	1
Zone humide	9	0,077	1
Mangrove	10	0,001	1

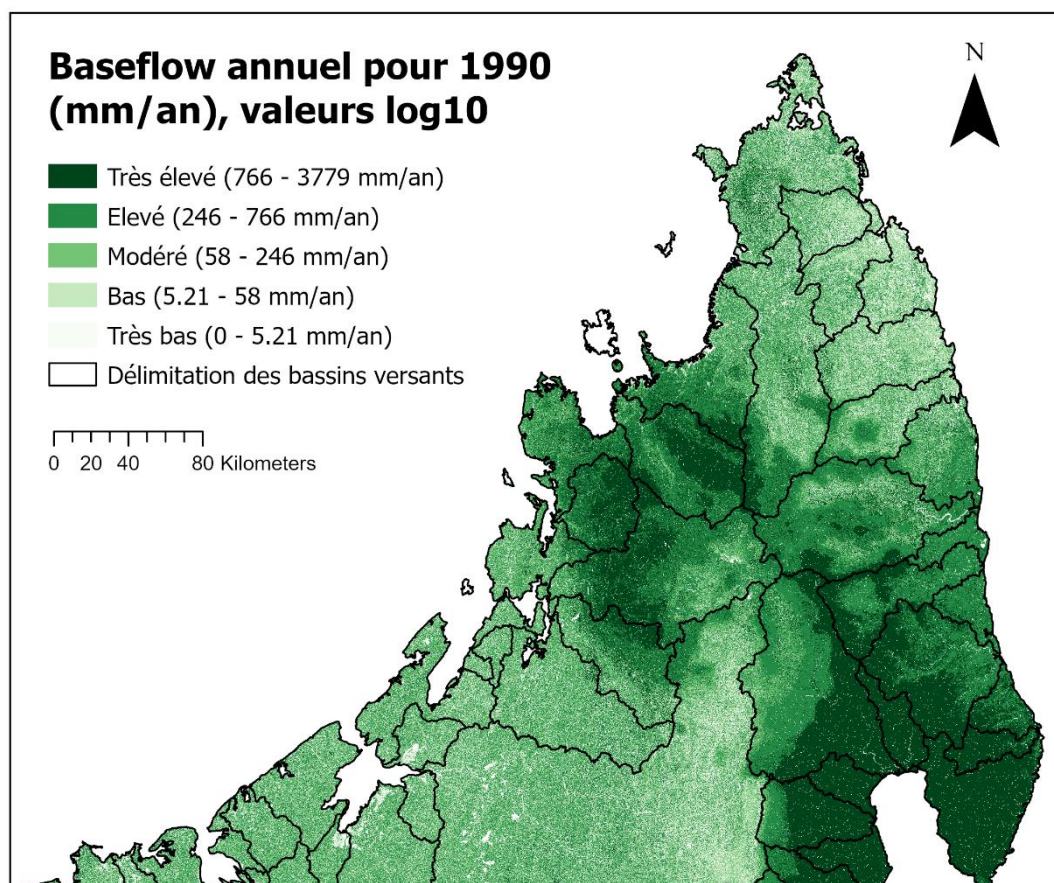
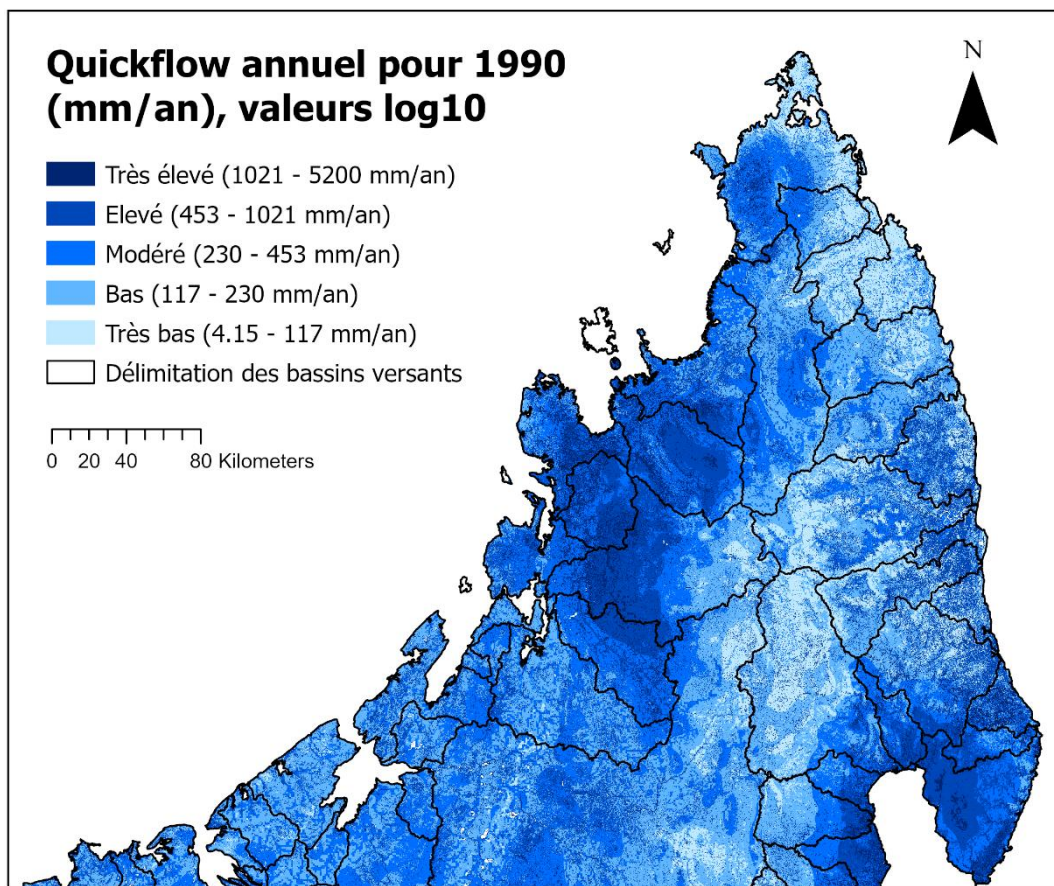
10.3 Quickflow, Baseflow et Local Recharge pour les années 1973, 1990 et 2005

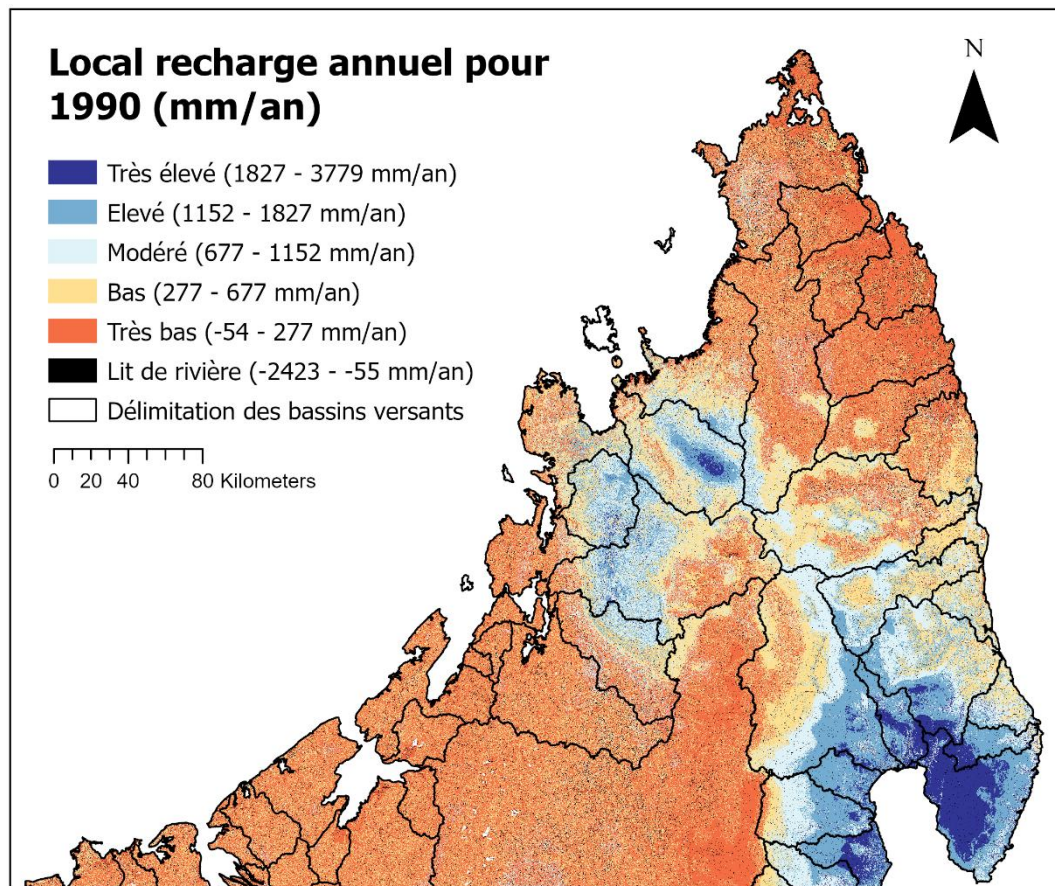
1973



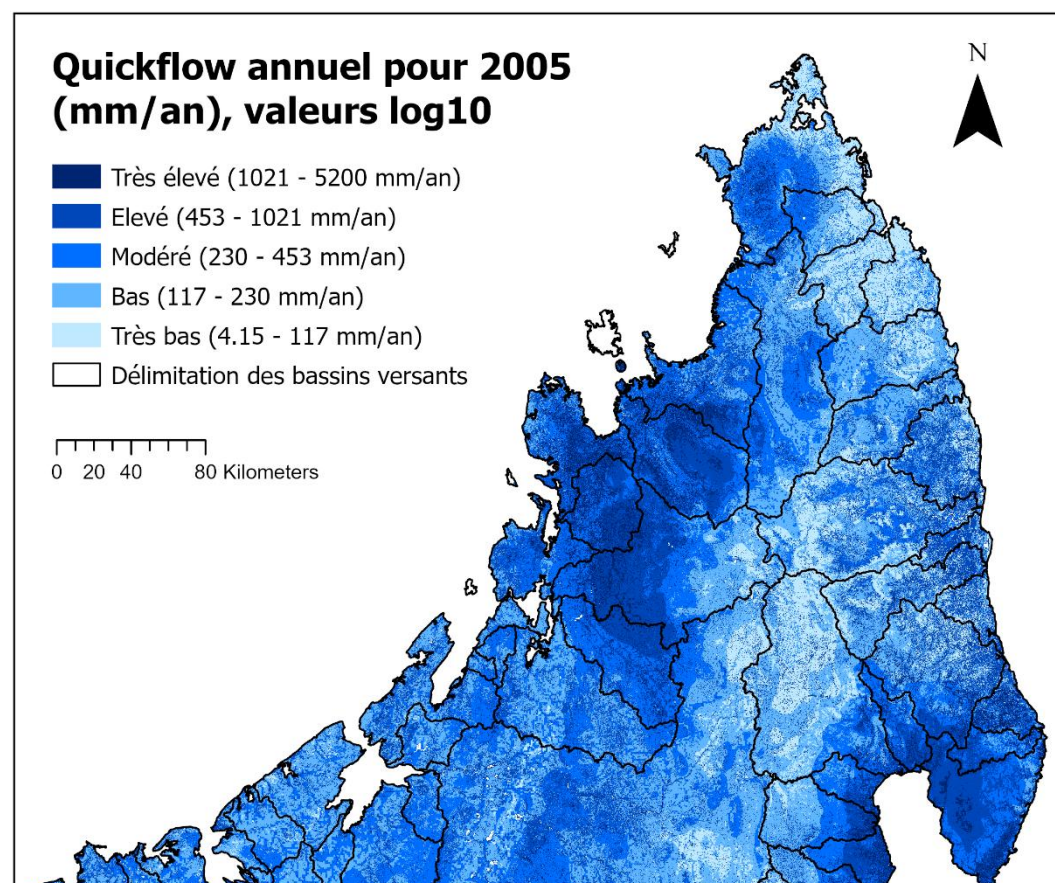


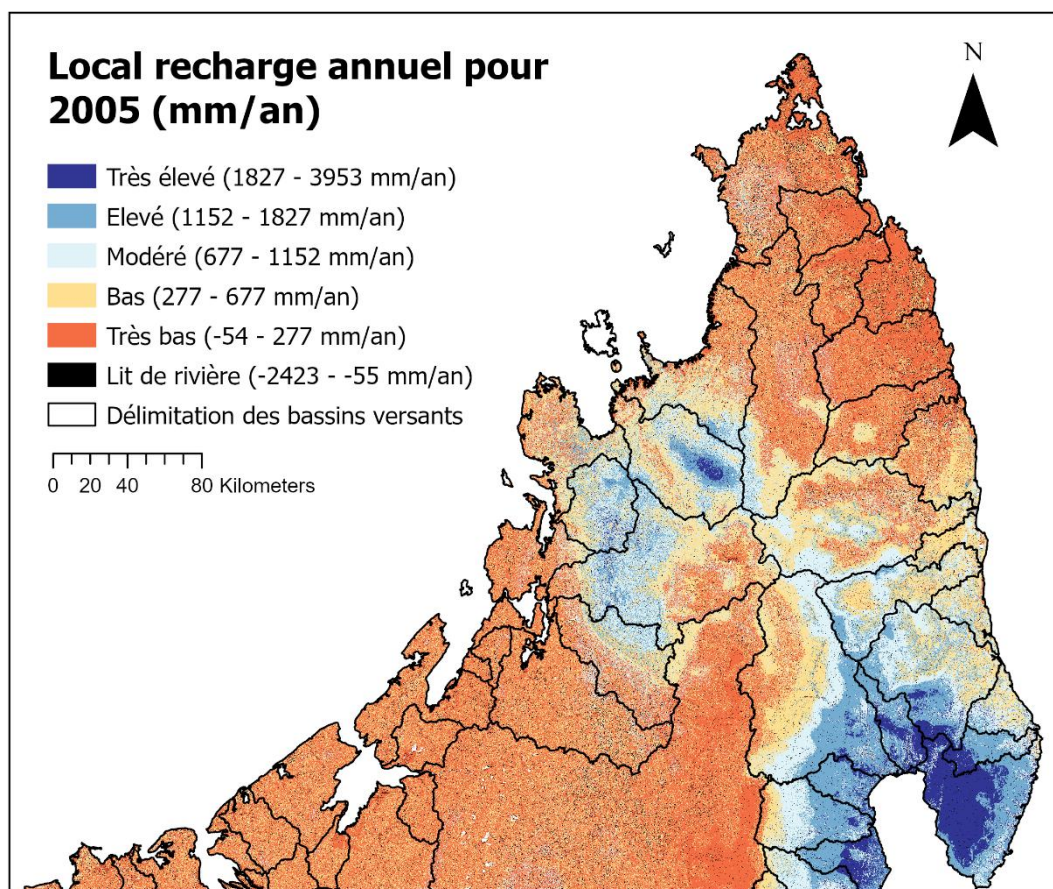
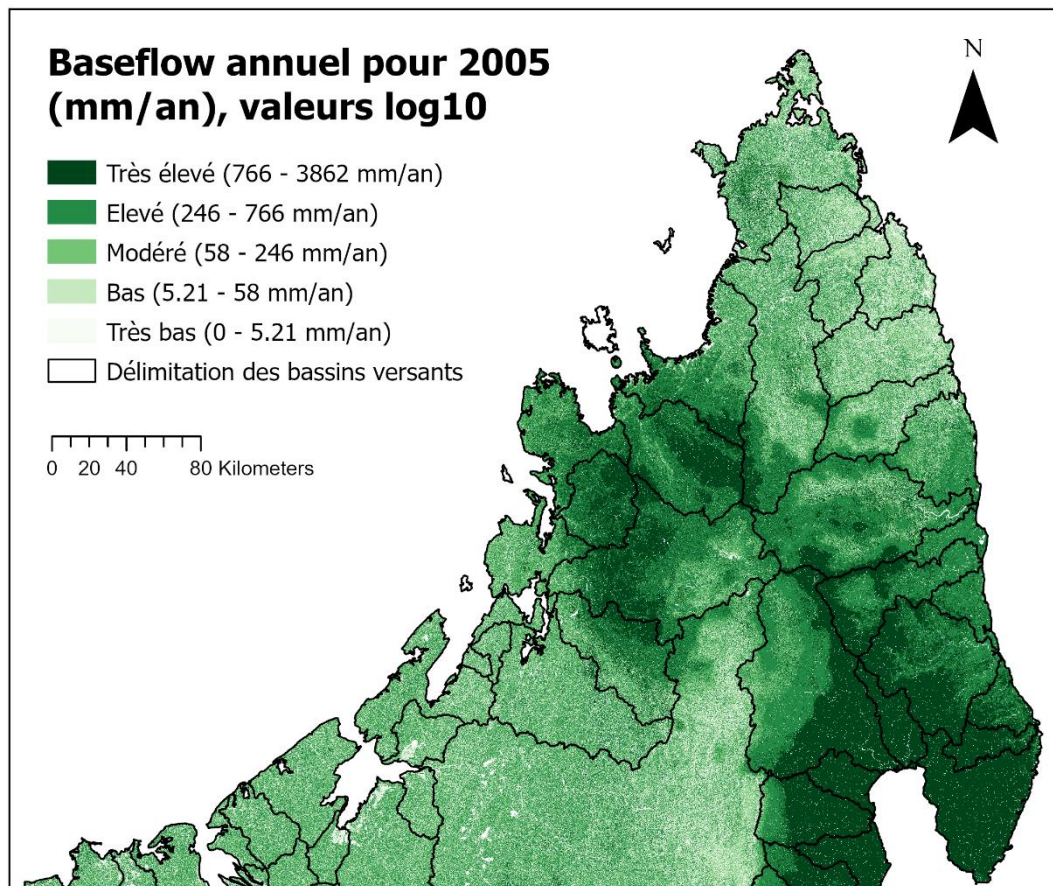
1990



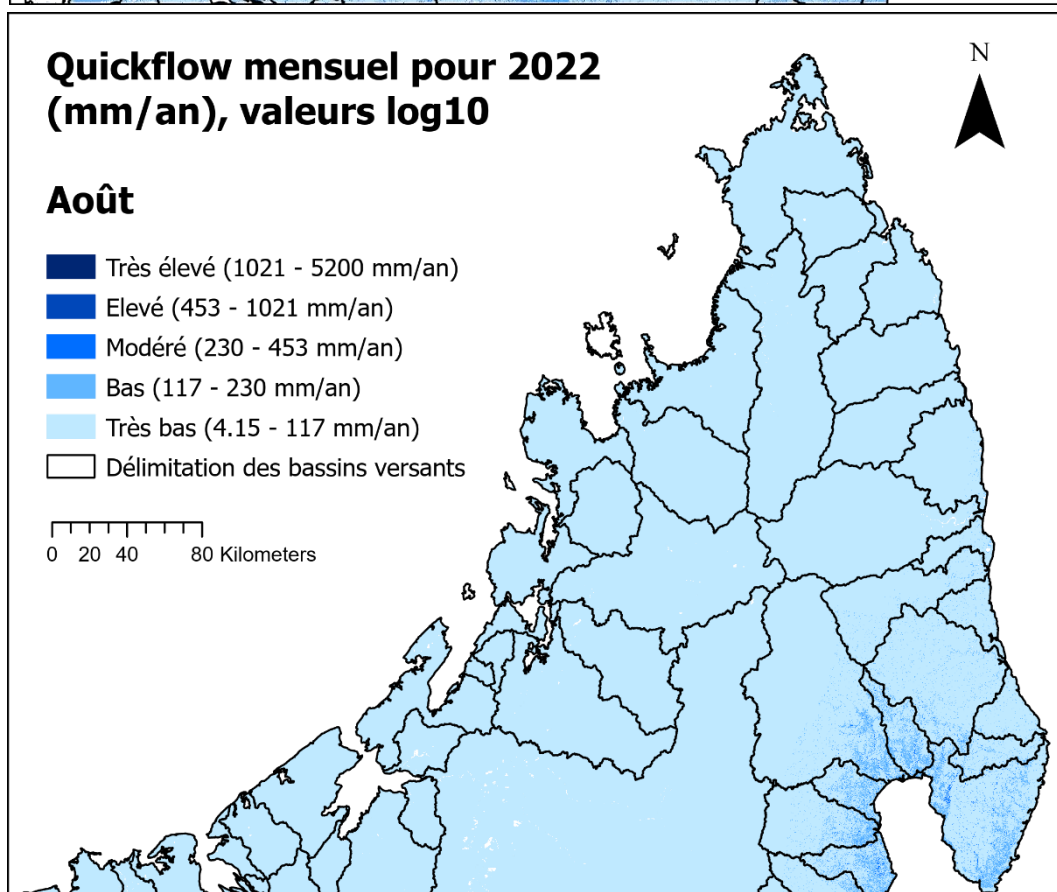
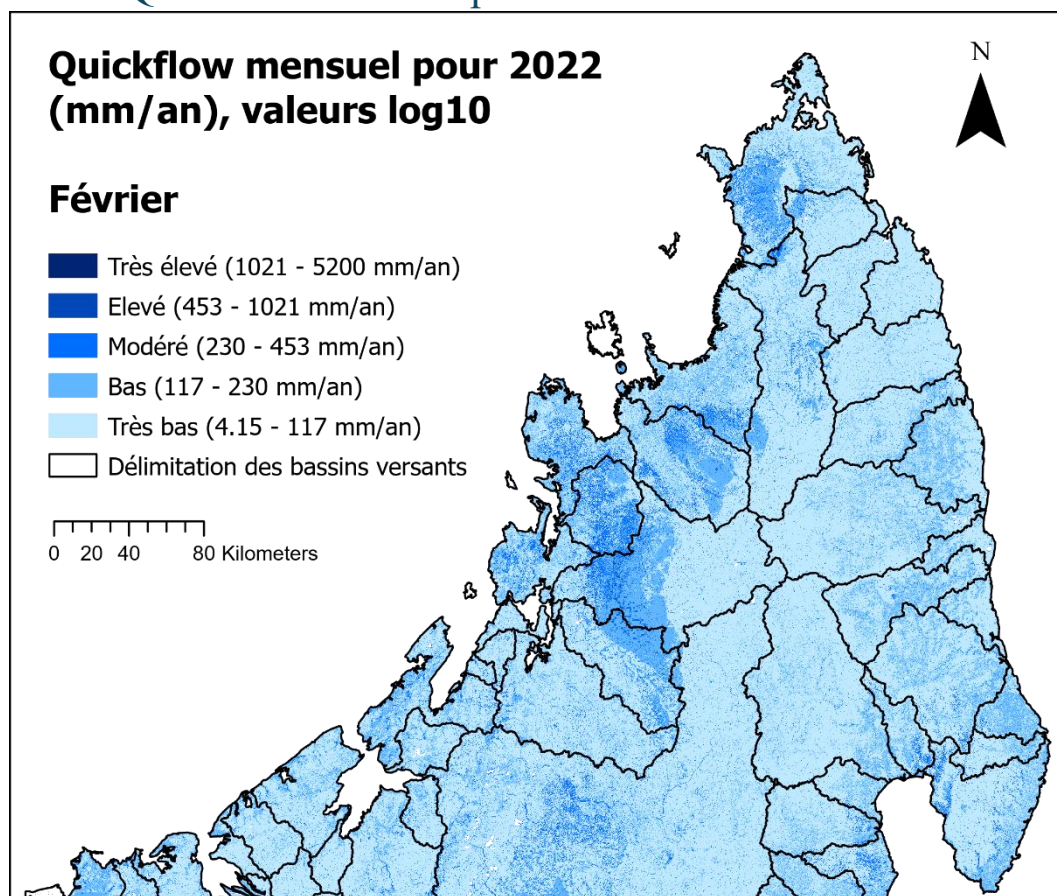


2005

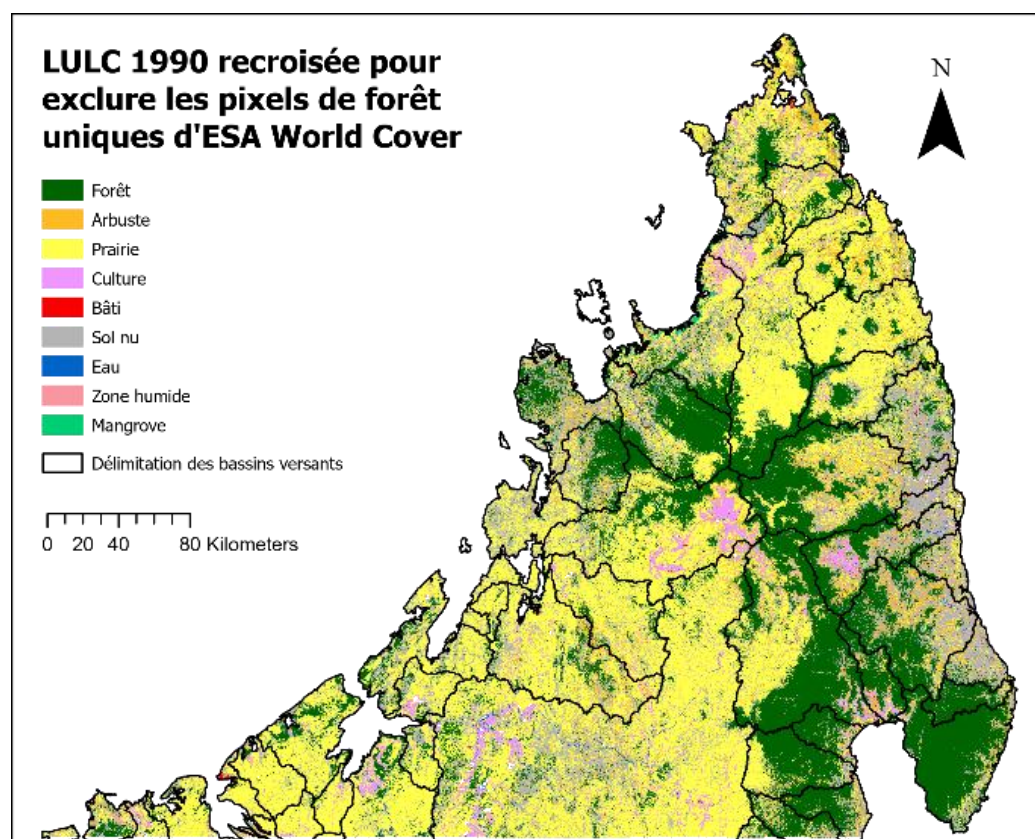
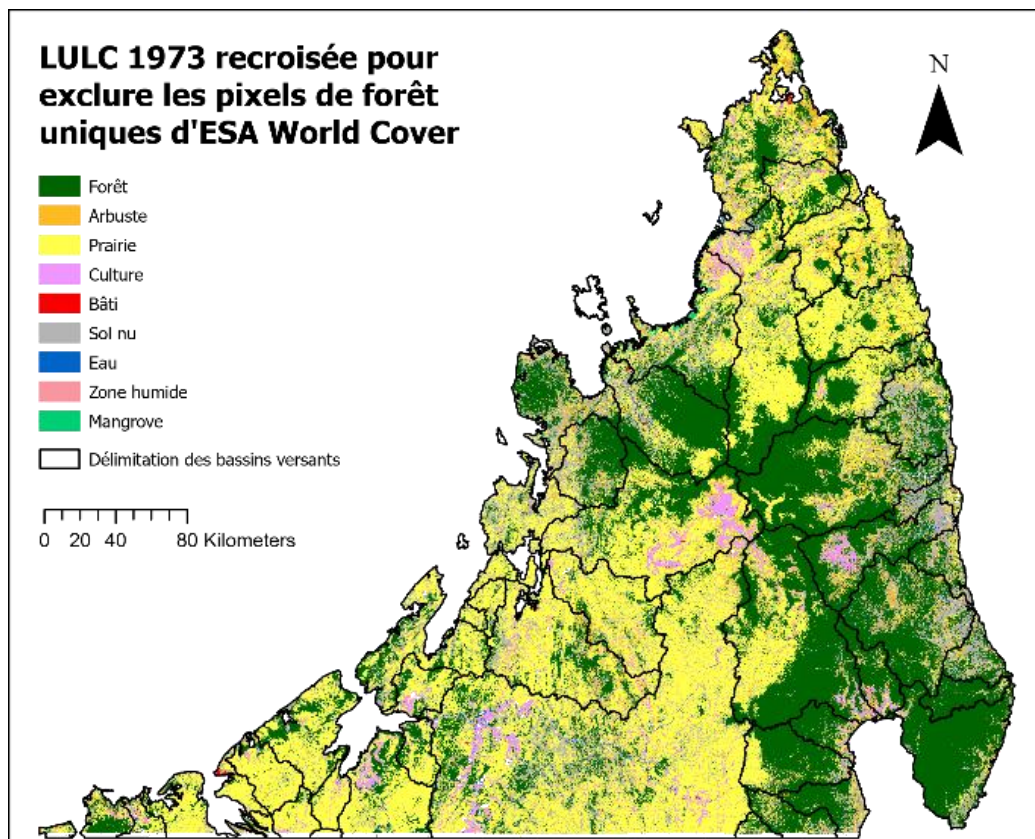


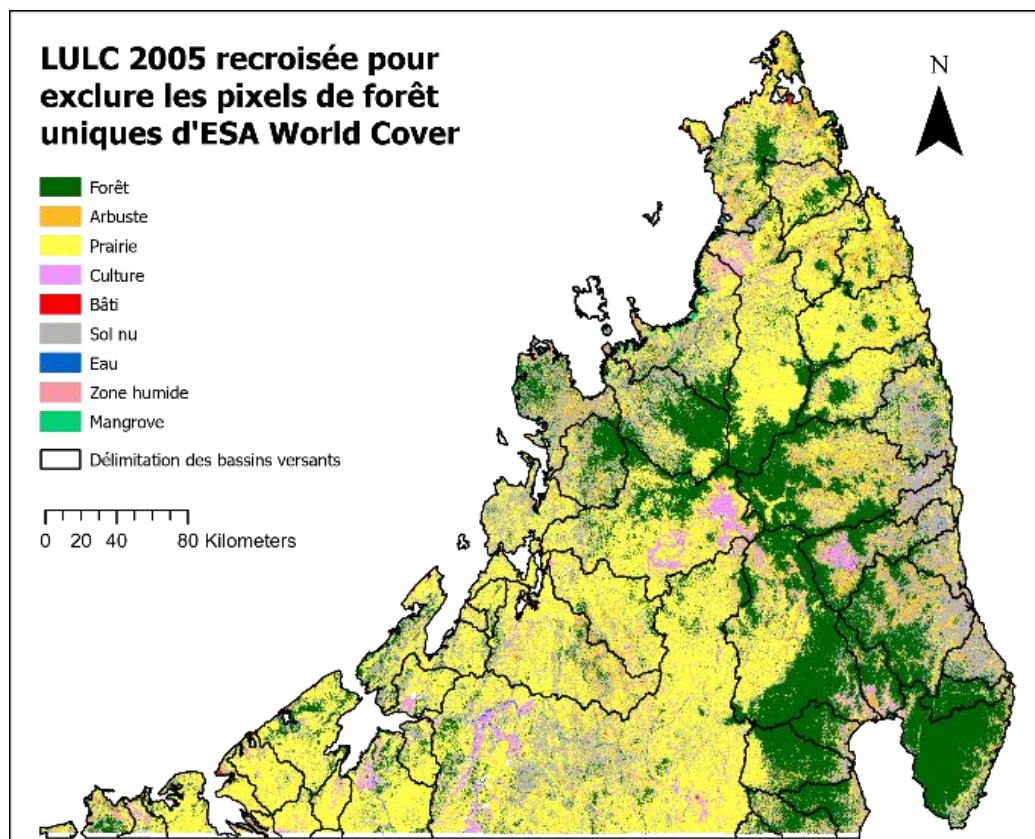


10.4 Quickflow mensuel pour 2022



10.5 LULC pour 1973, 1990 et 2005





10.6 Masques de forêt pour 1973, 1990 et 2005

