

**Université Pierre et Marie Curie, École des Mines de Paris  
& École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts**

---

**Master 2 Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie  
Parcours Hydrologie-Hydrogéologie**

**Etude et modélisation de la contamination fécale dans le réseau  
hydrographique de la Nam Khan (Nord Laos)**

**Jean Causse**

**Directeurs de recherche : Gilles Billen, Josette Garnier, Olivier Ribolzi**



**Laboratoire SISYPHE  
(Paris 6)**



**Camp IRD  
(Ban Lak Sip, Laos)**

**8 septembre 2011**



## **Abstract**

Up to now, no study has been devoted to faecal contamination of rural drainage networks under tropical conditions. The epidemiological risks associated to this contamination is however very significant in countries where access to medical care is difficult, like in Laos. This exploratory work, based on the measurement of E.coli as an indicator of faecal contamination, has allowed to lay the grounds of the understanding of the contamination mechanisms under different hydrological conditions at the beginning of the rain saison. Field observations show that inputs are very low by dry weather, because wastewater disposal systems only rarely resort to sewer collection and direct discharge in waterways. Only during rainy events does surface runoff over contaminated watershed areas bring significant E.coli fluxes to the river, punctually reaching alarming contamination levels. Modelling the Nam Khan watershed using an adapted version of the SENEQUE model allows to account for these processes at the scale of the entire drainage network. A number of future scenarios have been explored and show the prominent role of good wastewater management practices in the coming years.

« Du haut du Phu-Si lui-même, que l'agglomération enserre comme dans une pince, on voit les contours de la ville se mouler étroitement sur ceux de la presqu'île effilée, langue alluviale que les deux cours d'eau ont accrochée à la colline. [...] Le laotien, qui veut de l'eau courante, se trouvait ici bien servi »

Extrait de *Notes sur Luang Prabang* de Charles Robequain, Revue de géographie alpine (1925)

## **Remerciements**

*Je tiens à remercier très sincèrement toutes les personnes avec lesquelles j'ai travaillé pendant ce stage :*

*A Bruxelles : Pierre Servais, Koffi et Adriana, qui m'ont initié aux joies de la microbiologie et ont su répondre à toutes mes questions, même lorsque j'étais très loin...*

*A Sisyph, au couloir 56/46 : Benjamin, Olivier et Anun, dont les conseils ont été appliqués (presque) à la lettre ! Au couloir 56/45: Julie, LA pro du SIG, sans qui tout aurait été beaucoup plus difficile, Marie, et mes compagnons de galère Abderrahmen, Marie-Charlotte, Thibault et Sarah.*

*Kop chai lai lai to lao staff : Mister Louy, Pap, Kee, and Bounsamaï ; to lao students : Xay and Lorm, it was a very good experience to work and have a of good time with you. I think I couldn't dream better to discover this wonderful country. I hope our work will help lao people... I hope to see you again, for work or not.*

*Merci à L'équipe IRD présente au Laos lors de la première quinzaine : Sylvain, Jean-Luc, Alain et bien sûr Thierry, le roi de l'ADCP pour ses mesures ô combien précieuses (13 allers retours, oui monsieur !) : la récompense est dans le mémoire, une jolie petite photo...*

*Merci également à tous ceux avec qui j'ai été en contact de près ou de loin, pour obtenir des informations sur le bassin, et à tout le village de Lak Sip pour son accueil.*

*Enfin un très grand merci Gilles, Josette et Olivier qui m'ont encadrés durant ce stage. C'était un réel plaisir de travailler avec des gens passionnés, qui m'ont motivé à continuer dans ce domaine. Merci à Gilles pour toutes les remarques et corrections qui ont abouti à ce mémoire.*

# Sommaire

---

Sommaire .....	4
1 Introduction.....	5
2 Caractérisation des bassins versants étudiés.....	8
2.1 Le bassin versant de la Nam Khan .....	8
2.2 La Houay Khan, un affluent représentatif du bassin de la Nam Khan.....	12
2.3 La Houay Xon, un bassin pour comprendre les phénomènes de contamination à petite échelle .....	13
3 Matériel et méthodes .....	14
3.1 Méthodes de détection des bactéries indicatrices de pollution fécale (BIF).....	14
3.2 Autres méthodes mises en œuvre.....	18
4 Résultats.....	20
4.1 Stratégie d'échantillonnage.....	20
4.2 Etude des processus de contamination dans le bassin versant de la Houay Xon.....	20
4.3 Observations sur la Houay Khan, la Nam Khan et leurs affluents.....	30
5 Modélisation.....	33
5.1 Présentation du modèle SENEQUE/Riverstrahler .....	33
5.2 Estimation des paramètres et des entrées du modèle .....	34
5.3 Validation.....	40
5.4 Scénarios.....	42
6 Conclusion & perspectives .....	46
7 Bibliographie .....	47

# 1 Introduction

---

La qualité des eaux en région tropicale faiblement urbanisée est essentiellement liée à la charge en suspension issue de l'érosion des sols et à la contamination bactériologique liée aux apports humains et animaux. Les petites rivières dont dépendent les populations rurales sont très réactives aux changements rapides d'usage des terres (déforestation, cultures, plantations pérennes) et aux variations pluviométriques, donc très vulnérables aux changements globaux. Le bassin de la Nam Khan (7400 km<sup>2</sup>), affluent du Mékong au Nord Laos, est représentatif des changements rapides d'usage du sol et d'organisation spatiale de l'activité humaine dans ces régions intérieures d'Asie du Sud Est. C'est pourquoi ce bassin a été sélectionné dans le cadre du projet interdisciplinaire PASTEK (GIS Climat), qui vise à évaluer les impacts des changements globaux sur le soutien hydrologique du Mékong, et sur la qualité de son eau, en particulier en matière de contamination bactériologique.

Les agents pathogènes désignent tous les agents à l'origine d'une maladie. Dans beaucoup de pays en voie de développement, ces organismes véhiculés par l'eau sont la première cause de maladie, et une cause importante de mortalité pour les enfants en bas âge. L'absence ou le peu de traitement des eaux usées, le nombre important d'élevages, le fort taux de ruissellement et l'érosion excessive sur le bassin versant contribuent en effet à multiplier les risques liés aux pathogènes. Au Laos, la population paie les conséquences du manque d'assainissement et d'hygiène, soit directement (eau potable plus chère, temps d'accès), soit indirectement (santé, tourisme). L'eau de rivière est peu bue en réalité, mais les pathogènes sont véhiculés à travers les autres usages de l'eau : pêche, irrigation, utilisation domestique,... Ainsi, on ne dénombre pas moins de 3 millions de cas de maladies hydriques et 6000 morts prématurées chaque année, la plupart liées à des diarrhées aiguës ou des infections respiratoires. Le coût économique de ces conséquences a été estimé à 5,6 % du Produit Intérieur Brut par la banque mondiale pour l'année 2006 (WSP, 2009). La qualité microbiologique des eaux est donc un enjeu majeur de développement au Laos et dans le bassin de la Nam Khan. Elle nécessiterait de forts investissements dans les infrastructures sanitaires (toilettes) et d'assainissements (fosses, réseaux de drainage et stations de traitement), mais en réalité, c'est un aspect du développement qui est largement négligé car il attire peu les investisseurs.

Le bassin de la Nam Khan est l'un des bassins versants les plus importants du pays. Il possède un fort potentiel de développement étant donné la faible population et les multiples usages qui pourrait être fait de ses ressources en eau (agriculture, domestique, industriel, hydro-électricité, tourisme, pêche, navigation). Tous ces usages sont liés, directement ou non, à la qualité de l'eau, or aucune étude à ce jour n'a été conduite afin de connaître l'état de la contamination dans le bassin. Ce fort potentiel peut donc, dans un avenir proche, amener à des conflits amont/aval, à mesure que les pressions sur le cours d'eau s'intensifieront.

La pollution microbiologique d'un cours d'eau a deux origines possibles : la pollution ponctuelle, qui correspond à un rejet direct dans le cours d'eau par des voies d'acheminements artificielles (réseau de canalisation, fossés de drainage,...) et la pollution diffuse, qui correspond au transport par temps de pluie des bactéries pré-stockées sur le bassin versant, via le ruissellement sur les surfaces contaminées. Au Nord Laos, la quasi-totalité des bassins sont ruraux, et les apports diffus jouent sans doute un rôle prépondérant, contrairement à ce qui se passe dans les bassins occidentaux urbanisés (Servais et al., 2007).

Les agents pathogènes (virus, bactéries, protozoaires et helminthes) se développent en cas d'épidémie dans le tube digestif des animaux et des êtres humains. Lorsqu'ils sont excrétés et transportés vers un cours d'eau, le stress produit par le changement radical du milieu de vie (choc osmotique, baisse de la température et de la quantité de matière organique disponible, lumière plus importante, broutage...) et la prédation par d'autres organismes aquatiques entraînent leur mort relativement rapide, à moins qu'ils ne sédimentent. Leur présence dans l'eau est très difficilement détectable, car une analyse doit être effectuée pour chaque type de pathogènes, ce qui rend la méthode lourde à mettre en œuvre et onéreuse. Les outils moléculaires permettent de détecter quelques organismes par la présence de leurs acides nucléiques, mais pas de détecter s'ils sont actifs ou non. La surveillance des cours d'eau est donc communément effectuée par l'analyse des bactéries indicatrices de pollution fécale (BIF). Ces organismes non-pathogènes sont les hôtes naturels et permanents du tube digestif des humains ou des animaux, et leur présence dans le réseau hydrographique indique la présence potentielle de pathogènes susceptibles de contaminer les populations par voie hydrique en cas d'épidémie.

Selon l'OMS, un indicateur de pollution fécale doit 1) être libéré par l'hôte et être présent en même temps que les agents pathogènes ; 2) être présent en plus grand nombre que les pathogènes ; 3) se trouver de manière spécifique dans les excréments ; 4) être plus résistant au stress environnemental que les pathogènes ; 5) être inoffensif ; 6) être facilement détectable et quantifiable (WHO, 2008). Les coliformes totaux (TC) et les coliformes fécaux (FC) ont longtemps été utilisés comme BIF, mais ont été abandonnés car beaucoup de coliformes ne se développent pas exclusivement dans les intestins humains et animaux. Aujourd'hui, plusieurs études montrent que les *Escherichia coli* sont de meilleurs indicateurs pour prévenir le risque sanitaire associé à l'usage de l'eau (Kay et al., 2004 ; Edberg et al., 2000). Certains protozoaires ou virus survivent cependant plus de temps que les BIF dans le réseau : on doit donc garder à l'esprit que le risque zéro n'existe pas en la matière (Fiksdal and Tryland, 2008 ; WHO, 2008).

Le risque lié à une pollution microbiologique donnée est habituellement évalué à travers une étude épidémiologique, qui implique des tests rigoureux sur la population locale. Au Laos, aucune étude épidémiologique n'a été menée jusqu'à présent. En conséquence, on ne peut

que se référer aux normes européennes qui indiquent 3 valeurs guides pour les usages de l'eau, et à la classification SEQ-eau (Tableau 1) :

**Tableau 1 Valeurs guides pour la qualité microbiologique générale des eaux (SEQ-Eau) et des eaux de baignade (Directive européenne)**

**Classification SEQ-Eau (2003)**

Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
E. coli*	20	200	2 000	20 000	> 20 000

**Directive 2006/7/CE du parlement européen et du conseil relative aux eaux de baignade**

Qualité	Excellente	Bonne	Suffisante
E. coli*	500**	1000**	900***

\* EC/100 mL ; \*\* Evaluation au 95<sup>e</sup> percentile ; \*\*\* Evaluation au 90<sup>e</sup> percentile

Ces valeurs servent de base de comparaison, mais on peut supposer, au vu des conditions, que les organismes locaux sont plus aptes à lutter contre les pathogènes, et que la limite d'alerte est plus haute.

L'objectif de ce travail est de caractériser le niveau de contamination fécale du réseau hydrographique de la rivière Nam Khan, de faire le lien entre cette contamination et les sources humaines et animales de pollution et de comprendre les mécanismes de transferts de cette pollution du bassin versant aux cours d'eau ainsi qu'au sein du réseau hydrologique. Le travail s'appuie sur des observations de terrain, réalisées en période sèche et en période humide, et sur la mise en œuvre d'une démarche de modélisation.

Dans un premier temps, on s'attachera à caractériser les bassins étudiés et à décrire les méthodes utilisées. Les observations de terrain seront ensuite présentées et discutées. Elles serviront de base à la paramétrisation du modèle SENEQUE/RiverStrahler appliqué à la Nam Khan et les mesures réalisées dans la partie aval de la Nam Khan seront utilisées pour valider le modèle. Divers scénarios d'évolution future seront alors testés afin d'évaluer l'impact de changements environnementaux ou de politiques d'aménagement sur la contamination fécale de l'eau dans le bassin. Le modèle devrait aussi permettre de cibler des zones prioritaires d'assainissement dans le cadre d'un projet de développement. La mise en place d'un modèle de qualité de l'eau tel que nous le proposons correspond en tout point à la 4<sup>e</sup> recommandation de la banque mondiale dans son rapport sur les impacts économiques de l'assainissement au Laos (World Bank, 2006).

## 2 Caractérisation des bassins versants étudiés

### 2.1 Le bassin versant de la Nam Khan

#### 2.1.1 Géographie

Le bassin de la Nam Khan est situé dans le Nord du Laos (Fig. 1). Il est allongé du NO au SE avec une extension de 7448 km<sup>2</sup>. Administrativement, il est composé de 298 villages, dans 8 districts de 3 provinces (Houaphanh, Luang Prabang et Xiengkouang). 82 % des villages se situent dans la province de Luang Prabang, le reste étant en majorité situé le long des routes principales. Celles-ci sont peu nombreuses et souvent en mauvais état, ce qui limite fortement l'accessibilité des régions amont du bassin.

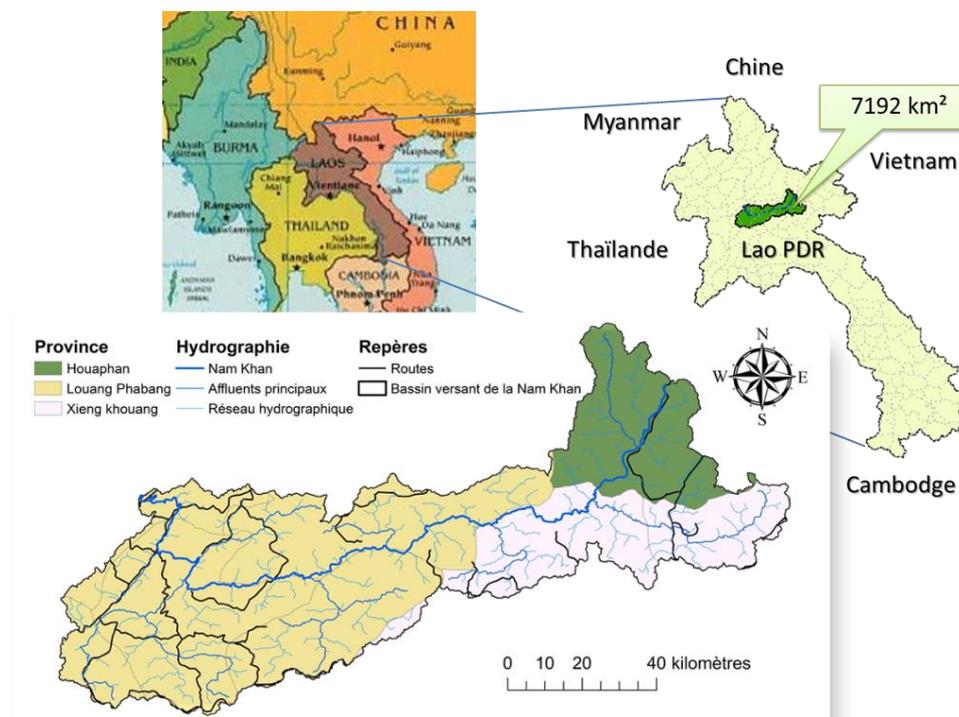


Figure 1 Situation du bassin de la Nam Khan

#### 2.1.2 Climat

Le Laos est caractérisé par un climat tropical, avec un régime de mousson (venant du Sud-Ouest). Deux saisons se succèdent : la saison sèche (mi-octobre à mi-avril) et la saison humide (mi-avril à mi-octobre, où se concentre 91 % de la pluie annuelle).

La moyenne annuelle de pluie est de 1396 mm (calculé sur 5 ans), avec une évaporation moyenne de 242,5 mm. A Luang Prabang, la température varie de 12,7°C à 34,0°C au cours de l'année. On notera que la période où ont été réalisées les observations rapportées dans ce mémoire (22 mai au 22 juillet) s'est étendue du tout début de la saison des pluies à son maximum et a été caractérisée par des pluies particulièrement abondantes.

### 2.1.3 Géomorphologie

La Nam Khan s'écoule sur environ 253 km avant de se jeter dans le Mékong à Luang Prabang. Le paysage de la Nam Khan est caractérisé par de jeunes reliefs, créés par des processus actifs. Les vallées sont formées en V pour la plupart, et les plaines d'inondation et les terrasses sont peu importantes. L'accès aux divers points du réseau hydrographique est très difficile, étant donné que plus de 80 % du bassin versant est montagneux. Il est aussi très fortement soumis à l'érosion à cause de la pratique de la culture par abattis/brulis.

### 2.1.4 Géologie

Le bassin est dominé par des formations sédimentaires paléozoïques, grès et conglomérats.

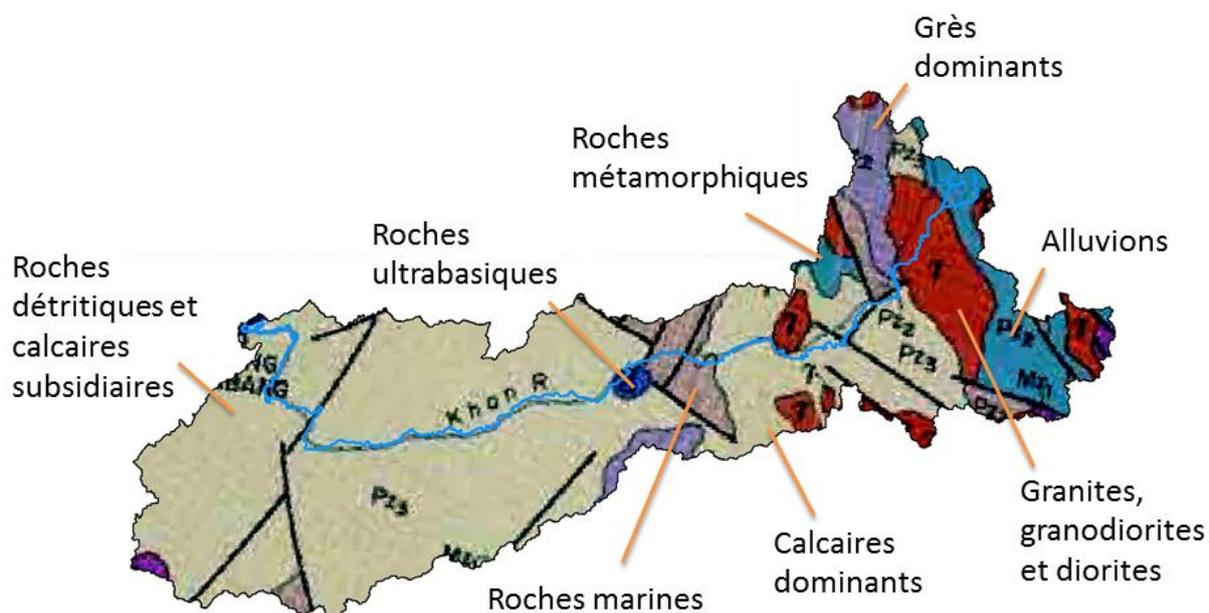


Figure 2 Géologie du bassin versant de la Nam Khan (d'après *Geological map of Lao People's Democratic Republic*, United Nations of Economic and Social Commission for Asia, 1990)

### 2.1.5 Usage des terres

Les données dont nous disposons sur l'usage des terres proviennent du *Forest Cover Monitoring Project* (1999), où 16 catégories ont été identifiées par interprétation d'images Landsat à l'échelle 1 : 250000<sup>ème</sup> complété par des visites sur le terrain. Ces données sont relativement anciennes, mais sont les seules informations disponibles à l'heure actuelle. Un travail sur de nouvelles images serait bénéfique dans le cadre de la suite du programme.

La forêt est largement dominante puisque la classe « Wood and Shrubland, evergreen » représente 71,7 % du bassin versant tandis que les usages agricoles ne représentent qu'environ 23,5 %. Notons cependant que le mode d'agriculture pratiqué essentiellement dans les régions montagneuses, l'agriculture sur brûlis avec longue jachère forestière, n'est détectée par image satellite que dans le cas de rotations relativement courtes.

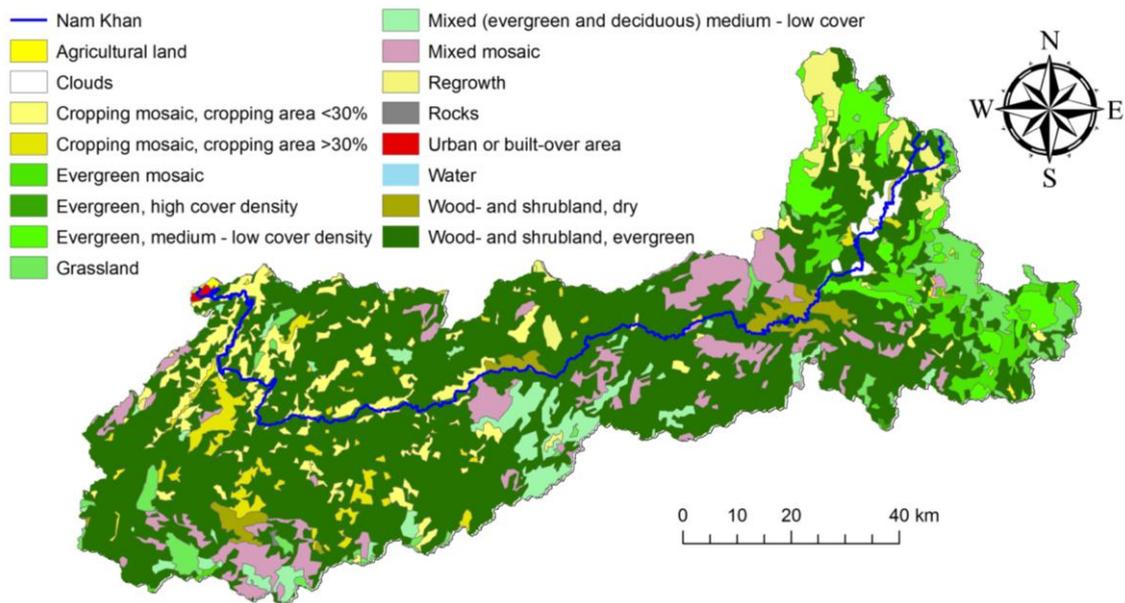


Figure 3 Usage des terres dans le bassin de la Nam Khan (Source : Mekong River Commission [MRC], Forest Cover Monitoring Project (1999))

### 2.1.6 Population

Les villages sont majoritairement répartis le long des routes et de la Nam Khan. 62,6 % se situent à moins de 1 km du réseau routier (pistes), et 71,6 % se situent à moins de 1 km du réseau hydrographique. Ils ne dépassent jamais 2000 habitants, et sont constitués en moyenne de 82 habitations. Il n'existe donc d'important point de contamination qu'à Luang Prabang, la seule ville du bassin versant, qui compte moins environ 30 000 habitants. Cependant, les rejets des villages dans les rivières amont à faible débit peuvent entraîner de fortes concentrations en E. coli.

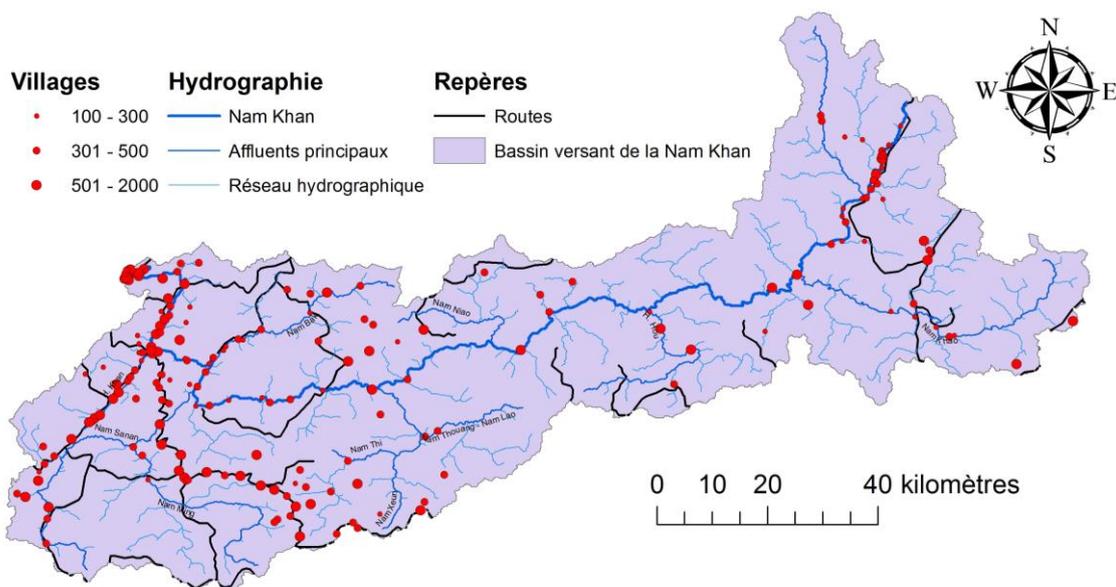


Figure 4 Répartition des villages dans le bassin de la Nam Khan (Source : National statistics center, basé sur le recensement national de la population (2005))

### 2.1.7 Bétail

Le bétail est relativement peu abondant au Laos en comparaison des autres pays de l'Asie du Sud-Est, ce qui s'explique par une densité de population beaucoup plus faible, et un régime alimentaire particulièrement pauvre en produits animaux. Les données sont issues du rapport « Gridded livestock of the world » (FAO, 2007). Les auteurs de ce rapport ont utilisées les recensements agricoles nationaux par zones administratives afin de créer des polygones de densité de bétail à l'échelle mondiale. Une redistribution des têtes de bétail en fonction des zones adaptées ou non à l'élevage a ensuite été opérée en fonction de plusieurs critères (usages des terres, altitude, proximité des villes,...). Après re-projection dans le logiciel ESRI ArcMap, les polygones de densité ont une surface moyenne de 29 km<sup>2</sup> : une précision largement insuffisante pour notre bassin versant. En effet, au vu de la carte des usages de terres ci-dessous, on ne saurait se contenter d'appliquer les données FAO directement. Les têtes de bétail sont donc à nouveau redistribuées à travers le bassin selon un seul critère : l'usage des terres, qui nous paraît le plus sensible. En effet, la quantité de bétail est en général proportionnelle à la population et à l'activité agricole associée. Les usages de terres retenus pour redistribuer les densités de bétail sont: Agricultural land (0,3 % du bassin), Cropping mosaïc (9,1 %), Grassland (4,2 %), Mixed mosaic (8,3 %), Regrowth (2,6 %) et Urban or built-over area (0,1 %), pour une proportion totale de 24,6 %.

### 2.1.8 Ouvrages hydro-électriques

Il existe 3 projets d'ouvrages hydro-électriques sur la Nam Khan (Nam Khan I, II et III). Leur capacité respective est de 115 MW/582 GWh, 145 MW/726 GWh et 95MW/474 GWh. Le plus aval (Nam Khan I) se situe au niveau du point de prélèvement NK 26 (pK 210). Ces ouvrages devraient être achevés d'ici quelques années, et auront certainement de grandes conséquences sur les débits et la qualité de l'eau étudiés. Cependant, leur effet ne devrait pas être aggravant en termes de contamination fécale.

### 2.1.9 Tourisme et loisirs

Le tourisme est reconnu comme une activité importante dans le bassin. Il existe beaucoup de sites, mais ils sont quasiment tous concentrés à Luang Prabang (42 sites identifiés).

### 2.1.10 Réseau de drainage des eaux usées et assainissement

Même si l'on manque d'information sur l'actuel réseau d'égouts, il est clair qu'il est insuffisant. Les drains et les fossés au bord des routes sont très peu entretenus. Les eaux usées sont donc acheminées par les routes, les fossés, s'infiltrant, ou stagnent. A Luang Prabang, seulement 44 % des habitations disposaient d'installation d'élimination des eaux usées en 2002 (MRC and Lao National Mekong Committee, 2002). L'agence française de développement a financé certaines structures depuis mais seulement dans la partie touristique de la ville. Certaines habitations utilisent des fosses septiques qui sont évacuées avant de servir de fertilisant à travers la région.

D'après nos observations, il semble que toute la partie de l'agglomération située en aval du nouveau pont (pK 251) rejette ses eaux usées plus ou moins directement à la rivière par des nouvelles canalisations. Les habitations situées en dehors de ce centre-ville touristique sont, elles, soumises aux mêmes conditions que dans l'ensemble du bassin.

Les zones humides de Luang Prabang, étudiées par la Maison du Patrimoine en 2001, doivent permettre une certaine épuration des eaux usées des parties hautes de la ville. Cependant aucune étude n'a été menée afin de vérifier cette affirmation en termes de contamination fécale.

### 2.1.11 Usages de l'eau

L'usage pour des besoins domestiques de l'eau de la Nam Khan est très peu répandu. Par contre le prélèvement dans les affluents pour la boisson, la cuisine, le lavage,... est fréquent dans les zones rurales. L'eau provenant des sources est également très utilisée. Dans le district de Xieng Ngeun, 12 villages l'utilisent. L'eau souterraine est reconnue comme une ressource très importante pour la fourniture en eau potable (puits) lorsqu'il n'y a pas de réseau.

A Luang Prabang (seule ville du bassin) la capacité de production est estimée en moyenne à 12000 m<sup>3</sup>/jour, ce qui représente environ 85 % de la demande. Les 15 % restants utilisent l'eau des puits, et dans une moindre mesure de la Nam Khan et du Mékong pour un usage domestique.

## 2.2 La Houay Khan, un affluent représentatif du bassin de la Nam Khan

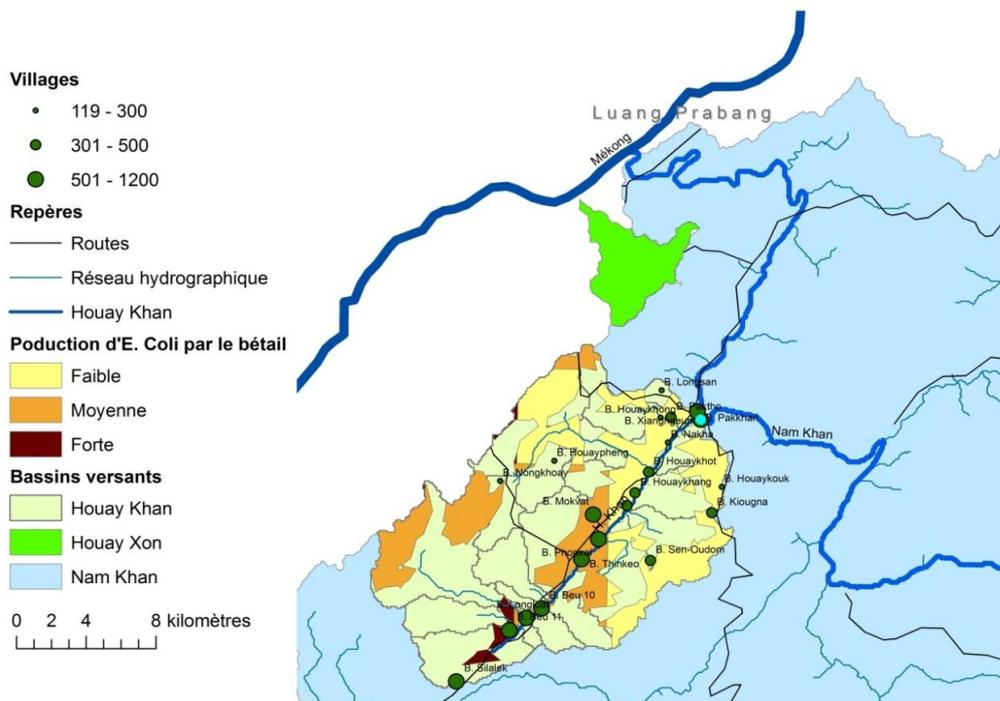


Figure 5 Contexte géographique du bassin de la Houay Khan et sources potentielles de contamination bactériologique de l'eau (population et élevages)

La Houay Khan (Fig. 5) est un affluent important de la partie aval de la Nam Khan. Il a été choisi dans le cadre de cette étude pour des mesures plus détaillées, en raison de son accessibilité depuis le camp de base IRD de Ban Lak Sip et parce qu'il est représentatif des affluents peuplés du bassin, le long d'une route principale parallèle au cours d'eau. A ces villages sont associés différents élevages, ayant un impact potentiellement significatif sur la contamination fécale des cours d'eau à l'échelle du bassin. Enfin, sa proximité permet l'intégration de l'exutoire, situé entre les villages Xieng Ngeun et Pakkhan, au suivi temporel effectué tous les 15 jours.

### 2.3 La Houay Xon, un bassin pour comprendre les phénomènes de contamination à petite échelle

Le bassin versant de la Houay Xon (Fig. 6), qui inclut le sous bassin versant amont de Houay Pano, est instrumenté depuis 10 ans par l'institut de Recherche pour le Développement (IRD). Ce petit bassin (21,91 km<sup>2</sup> pour la Houay Xon et 0,62 km<sup>2</sup> pour Houay Pano) est donc très bien adapté à l'étude à petite échelle des phénomènes de contamination, car ses caractéristiques sont connues et des installations (déversoirs pour le calcul des débits, sondes CTD...) sont déjà en place. On étudiera seulement la partie amont du bassin, qui comprend tout d'abord un bassin exclusivement agricole (Houay Pano), puis traverse deux villages (Lak Sip et Don Khan).

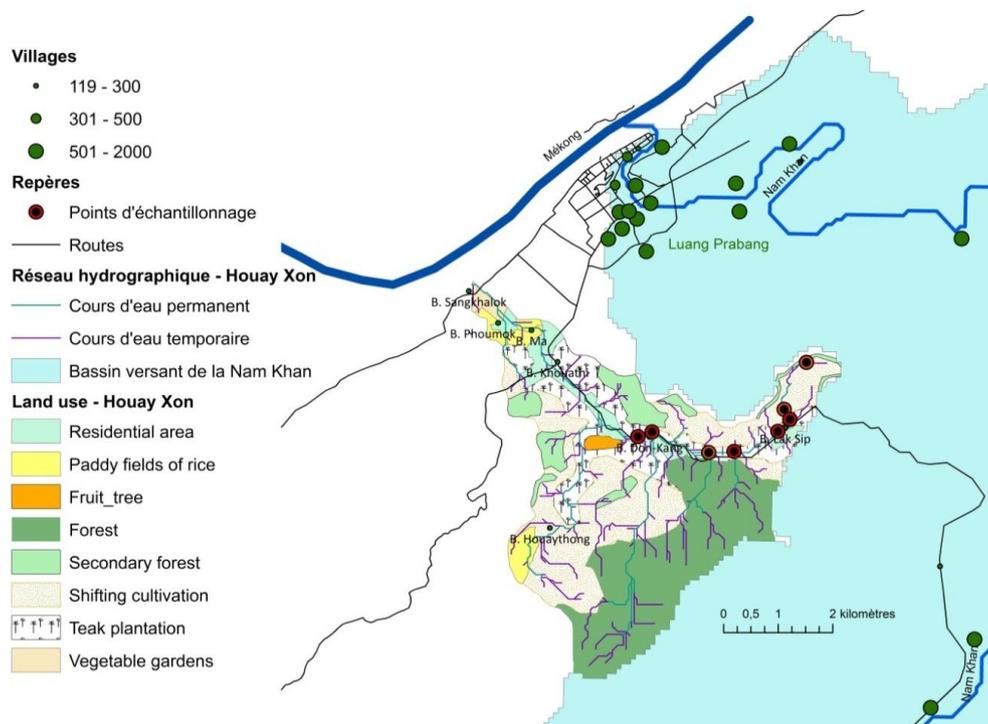


Figure 6 Le bassin versant de la Houay Xon dans son contexte géographique ; usage des terres, réseau hydrographique et village

## 3 Matériel et méthodes

---

### 3.1 Méthodes de détection des bactéries indicatrices de pollution fécale (BIF)

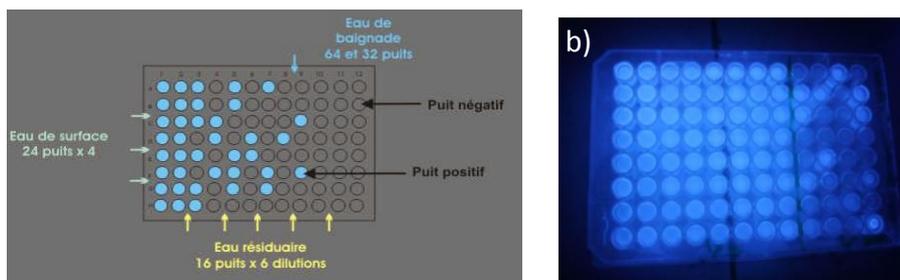
Traditionnellement, les méthodes utilisées pour dénombrer les bactéries fécales sont basées sur leur mise en culture. Mais l'abondance des coliformes peut être sous-estimée par cette méthode, à cause de l'existence de « bactéries actives mais non cultivables » (ABNC : Active But Non Culturable). En effet, plusieurs études ont montré qu'une bactérie peut être active dans l'environnement, et, pour les pathogènes, garder sa dangerosité, mais être incapable de pousser sur les milieux de culture utilisés pour leur dénombrement (Grimes and Colwell 1986 ; Barcina et al., 1989 ; Pommepeuy et al., 1996). Cette perte de cultivabilité est souvent due à un stress en nutriments (Colwell et al., 1985 ; Roszak and Colwell, 1987 ; Dupray et al., 1993 ; Garcia-Lara et al., 1993 ; Duncan et al., 1994), et peut s'avérer être très importante en milieu tropical : Jensen et al, 2001 ont observé une faible précision (40 %) de l'énumération des E. Coli au Pakistan ; Pisciotta et al (2002) ont montré de fortes valeurs d'ABNC dans les eaux marines subtropicales de Floride (USA). Enfin, Chao (2006) a trouvé une haute valeur d'ABNC (36,4 %) dans les eaux douces de la partie sud de Taiwan (tropical).

C'est pour cette raison que nous avons opté au départ pour l'utilisation de deux méthodes de détection des bactéries E. coli, indicatrices de pollution fécale : l'une impliquant une étape de mise en culture (méthode des microplaques), et l'autre pas (méthode enzymatique). Pour des raisons pratiques, seule la première méthode a été appliquée sur l'ensemble du programme de mesure. Toutefois, nous discuterons brièvement ici de la comparaison qui peut être faite entre les deux méthodes.

Tous les échantillons ont été traités dans les 24h au grand maximum après prélèvement, en conservant les échantillons au frais dans la mesure du possible (Lebaron et al., 2005).

#### 3.1.1 La méthode des microplaques

La méthode des microplaques est une version standardisée et officiellement normalisée (AFNOR T90 - 433) de la méthode de dénombrement des E. coli par dilution sérielle et évaluation du nombre le plus probable. Le principe est de mettre en culture des dilutions successives de l'échantillon d'eau à analyser dans une série de puits contenant un milieu de culture spécifique, et de révéler après incubation à 44°C pendant 36 à 48h, la croissance des E. coli grâce à un test spécifique. Le nombre de germes initialement présent dans l'échantillon est évalué à partir de la distribution des puits positifs grâce à une table statistique basée sur la loi de Poisson. Les microplaques présentent 12 rangées de 8 puits remplies d'un milieu de culture déshydraté et contenant un substrat MUF-Glu (Méthyl-Umbelliferyl- $\beta$ -Glucoronide) sous forme. Celui-ci est hydrolysé par la  $\beta$ -D-Glucuronidase, une enzyme spécifique des E. coli, et le composant fluorescent alors produit (methylumbellifère (MUF)) peut être détecté par la fluorescence qu'il émet sous lumière UV. La limite de détection est faible : 15 EC/100ml.

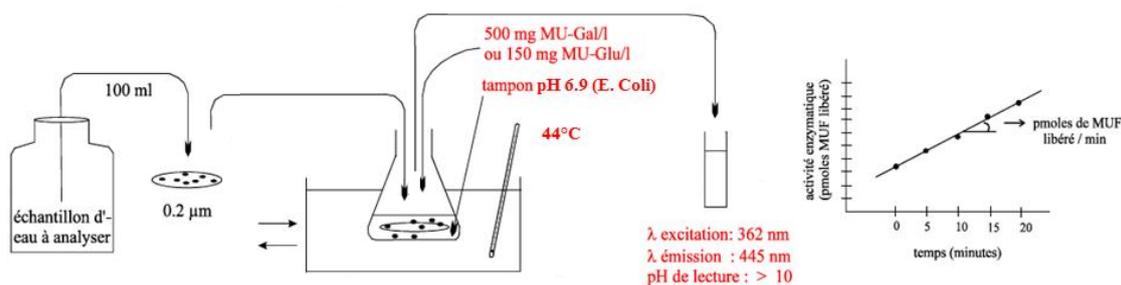


**Figure 7 a) Détection des puits positifs et négatifs et nombre de dilutions associées au type d'eau analysée (d'après le site web de l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER) ; b) Exemple de microplaque (2 dilutions) sous rayonnement UV, laboratoire de Lak Sip.**

L'énumération d'E. Coli par la méthode des microplaques est relativement onéreuse, peu précise car basée sur une énumération indirecte (analyse statistique), et présente des coefficients de variation plutôt élevés (Prats et al., 2007). Elle est aussi a priori peu adaptée aux bactéries attachées, qui sont nombreuses dans notre milieu (beaucoup de MES), car plusieurs bactéries attachées à une même particule se comportent comme une seule dans la méthode de dilution. Cependant, c'est une méthode standardisée au niveau international, très utilisée par les producteurs d'eau potable, et qui présente l'avantage d'être utilisable dans les conditions locales avec facilité.

### 3.1.2 La méthode enzymatique

La méthode enzymatique est fondée sur la détection de l'enzyme  $\beta$ -D-Glucuronidase (GLUase) produite par les *Escherichia Coli* actives présentes dans le cours d'eau. Plusieurs études montrent en effet que plus de 95 % des E. Coli produisent cette enzyme (Watkins et al., 1988 ; Hartman, 1989 ; Venkateswaran et al., 1996). De plus, Georges et al. (1999) ont montré qu'il n'y a pas d'interférences ou très faibles avec d'autres bactéries productrices de la même enzyme. Cette méthode est rapide, facile à mettre en place, moins chère que les microplaques et permet donc de multiplier les analyses (Lebaron et al., 2005).



**Figure 8 Schéma de principe de la méthode enzymatique**

Après filtration de l'échantillon d'eau, le filtre est placé dans une solution de tampon phosphate à 44°C. Le substrat 4-méthylumbelliferyl- $\beta$ -D-glucuronide (MUG) est ensuite ajouté à la solution, au temps t0. Toutes les 5 minutes et pour un temps total d'environ 30 minutes, on prélève 2,9 mL de la solution afin d'en mesurer la fluorescence, à l'aide du fluorimètre. La pente de la droite fluorescence en fonction du temps ainsi obtenue représente l'activité enzymatique.

Une difficulté rencontrée lors de la mise en œuvre de cette méthode au Laos a été la variabilité de la réponse fluorimétrique à un standard de MUF à la fois à cause de l'instabilité de l'alimentation électrique disponible, de la variabilité de température de la cellule de mesure, et de la forte turbidité des échantillons. Toutes les mesures ont donc été corrigées à partir de la mesure en fin de cinétique d'un ajout dosé de 200 nM de Glu utilisé comme standard interne.

### 3.1.3 Comparaison des deux méthodes

La relation observée entre les deux méthodes sur l'ensemble des échantillons où elles ont été mises en œuvre s'avère non significative ( $r^2 = 0,066$ ) (Fig. 9). Elle diffère de la relation trouvée pour la Seine par Servais et al. (2005) ( $r^2 = 0,76$ ) par une dispersion beaucoup plus grande des résultats, et une amplitude de variation beaucoup plus faible pour la méthode enzymatique (2 ordres de grandeur contre 4 pour les microplaques).

Rien ne nous permet actuellement de valider une méthode plutôt que l'autre. Cependant, pour des raisons de commodité pratique dans les conditions du terrain, et compte tenu du fait que la méthode des microplaques constitue la méthode standardisée admise officiellement par les organismes de contrôle, c'est cette méthode que nous avons retenue. Les résultats qui suivent restent cependant dépendant d'un approfondissement de la méthode enzymatique et de nombreux tests afin de valider l'une ou l'autre des méthodes.

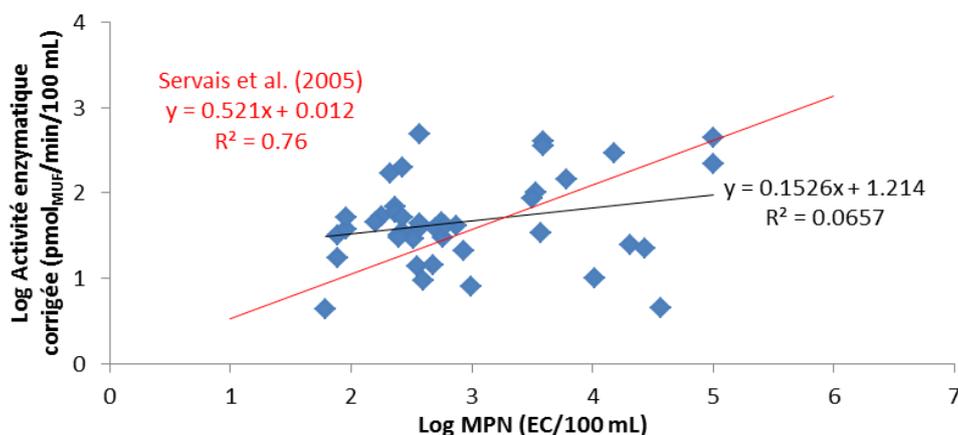


Figure 9 Relation entre le logarithme de l'activité enzymatique obtenu avec le fluorimètre et le logarithme du nombre le plus probable d'E. coli, calculé à partir du résultat des microplaques

### 3.1.4 Autres méthodes

D'autres méthodes ont été développées dans les 20 dernières années afin de dénombrer les bactéries E. coli dans les eaux : la procédure DVC-FISH (Garcia-Armisen et al., 2005 ; Regnault et al., 2000), la méthode immunofluorescente (Zaccone et al., 1995), la cytométrie en phase solide (Van Poucke et Nelis, 2000), la méthode de bioluminescence ATP associée à une séparation immunomagnétique (IMS) (Lee et Deininger, 2004), et la méthode basée sur la réaction en chaîne des polymérase (PCR) (Iqbal et al., 1997). Elles sont souvent plus précises que les microplaques ou la méthode enzymatique. Leur mise en œuvre est cependant très

coûteuse, elles sont applicables seulement dans un laboratoire très bien équipé, et demandent un long apprentissage. De plus, elles se limitent souvent à un intervalle de détection restreint.

### 3.1.5 Estimation des erreurs et approximations induites par la méthode des microplaques

#### 3.1.5.1 Reproductibilité

La reproductibilité de la méthode des microplaques a été testée à deux reprises, sur des échantillons de faible turbidité.

Sur base de l'analyse des résultats, un protocole a été établi pour le choix des microplaques de différentes dilutions à considérer parmi les répliques, lorsqu'elles fournissent des indications incohérentes (Tableau 2):

Tableau 2 Protocole pour le choix des microplaques

Condition	Choix	Justification
Si $2D = 0$ ou $4D = 0$	Maximum	Microplaque défectueuse
Si $2D + 4D = 3\ 000$ et $\frac{2D}{4D} > 2,5$ ou $\frac{4D}{2D} > 2,5$	Maximum	Microplaque défectueuse
Si $-0,1 < \text{Diff} < 0,1$	Moyenne	Trop peu de différences entre les intervalles de confiance
Si $\text{Diff} > 0,1$	2D	Intervalle de confiance plus précis
Si $\text{Diff} < 0,1$	4D	Intervalle de confiance plus précis

Note : 2D et 4D représentent respectivement les microplaques à 2 ou 4 dilutions.

Le processus automatisé doit bien sûr être vérifié par l'utilisateur afin qu'il n'y ait pas d'incohérence.

#### 3.1.5.2 Variabilité dans la section

Un transect a été mesuré à Ban Mout afin de connaître la variabilité de la contamination en E. coli dans la section. 10 prélèvements ont été effectués régulièrement répartis dans la section : 5 à 50 cm de profondeur, 3 à 1 m, et 2 à 2 m (Fig. 10). Les résultats révèlent une plus forte contamination dans les zones rapides, soit vers le centre de la section. Les berges ainsi que le fond révèlent des contaminations moindres.

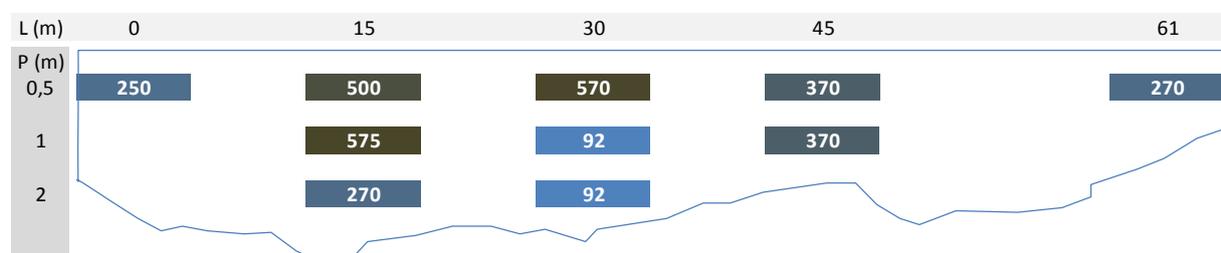


Figure 10 Transect à Ban Mout (NK20)

Les prélèvements doivent donc être effectués au milieu du cours d'eau, où dans la zone de rapides, dans la mesure du possible. Toutefois de nouveaux tests devraient être effectués

sur une section plus contaminée, car la variabilité dans la section (52,2 %) est faible par rapport au coefficient de variation des microplaques peu contaminées (Lebaron et al., 2005).

### 3.1.5.3 Variabilité au cours du temps en conditions stables.

Un test de variabilité a été effectué sur la Houay Xon (station S10) environ 1 heure en conditions de faible pluie constante, sans variations de débits. La conductivité (donc la proportion d'eau souterraine et d'eau de surface) n'a pas varié durant tout le test. Les résultats de dénombrement d'E.Coli, effectués toutes les 5 minutes, n'ont montré aucune variation significative (coefficient de variation inférieur à 23%).

## 3.2 Autres méthodes mises en œuvre

### 3.2.1 Turbidité, MES, conductivité et paramètres physico-chimiques

La turbidité a été mesurée à l'aide d'un turbidimètre de terrain T-100 en calculant la moyenne pour deux fois 10 mesures (l'appareil donne automatiquement une valeur moyenne de 10 lectures). Les MES sont quant à elles estimées par filtration et pesée sur filtre en fibre de verre pré-tarés.

Les paramètres physico-chimiques ont systématiquement été mesurés à l'aide d'une sonde multi-paramètres YSI 556 MPS : température (°C), conductivité ( $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ), oxygène (% et mg/L), pH et potentiel d'oxydo-reduction (mV).

La conductivité, ainsi que les hauteurs d'eau ont également été mesurées par des sondes CTD placées en S4 et S10, lors des événements de crue. Celles-ci enregistrent une mesure toutes les 3 minutes et ont permis d'effectuer une séparation hydrologique pour toutes les crues grâce à un modèle de mélange à deux composantes (Ribolzi et al., 1996 ; Ribolzi et al., 2000 ; Causse, 2010). Deux échantillons d'eau de ruissellement pris lors de la crue du 25/06/11 ont permis d'attribuer une valeur moyenne de  $80 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$  pour l'eau nouvelle, tandis que la conductivité mesurée dans le ruisseau avant la pluie a été attribuée pour l'eau souterraine à chaque épisode de crue.

### 3.2.2 Relation entre turbidité et teneur en MES

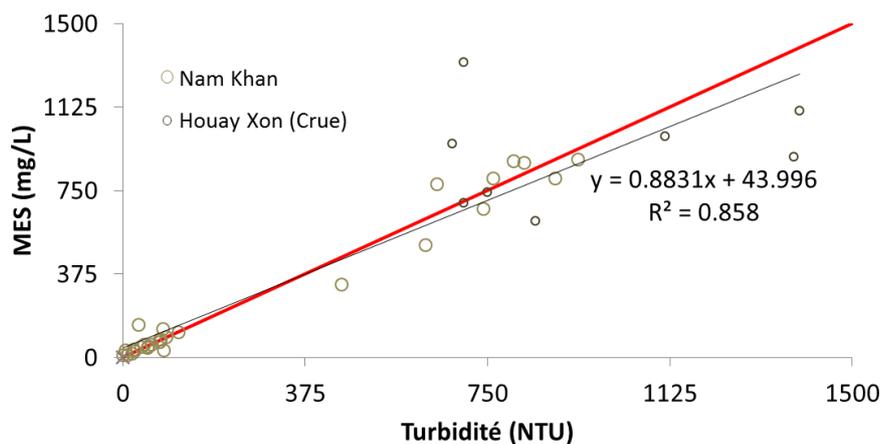


Figure 11 Relation entre la teneur en MES et la turbidité

La relation entre turbidité (NTU) et matières en suspension (MES) a été établie sur base des mesures disponibles, relatives à la crue suivie en S4 (Houay Xon) et au profil sur la Nam Khan (Fig. 11). On observe une relation linéaire entre la turbidité et la teneur en MES avec un très bon coefficient de corrélation ( $r^2 = 0,86$ ). Dans la gamme des concentrations concernées par ces mesures (0-1500 mg/l), il est ainsi possible d'assimiler turbidité et MES.

### 3.2.3 Pluie

La pluie a été enregistrée toute les 6 minutes à la station météorologique de Houay Pano située sur le versant gauche en milieu de bassin pour les analyses des résultats sur la Houay Xon. En ce qui concerne la Nam Khan, il existe une station météorologique à Luang Prabang, mais les délais d'obtention des données ne nous ont pas permis d'en tenir compte. De plus, la variabilité spatiale des pluies est telle qu'il ne serait pas pertinent de se baser uniquement sur ces données. Les variations de débit ont donc été utilisées directement pour interpréter les données.

### 3.2.4 Débits

Les débits ont été mesurés de différentes manières, selon l'importance du cours d'eau et les conditions de mesure. Le Mékong, la Nam Ming (affluent de la Nam Khan) et l'intégralité des points réalisés sur la Nam Khan ont été jaugés à l'aide d'un ADCP (Fig. 13 a) en réalisant plusieurs allers-retours (au moins 3) et en sélectionnant les valeurs cohérentes.

Un jaugeage au sel a été effectué pour la majorité des affluents, en répartissant une certaine masse de sel équitablement sur une section dégagée du cours d'eau, et en calculant l'aire sous la courbe de conductivité formée par l'arrivée du pic de sel sur la sonde YSI (Fig. 13 b).

Les cours d'eau les moins importants ont quant à eux été jaugés soit par la méthode du jaugeage au sel énoncée ci-dessus, en diluant le sel préalablement dans de l'eau, soit en calculant la vitesse mise par un objet flottant pour parcourir une certaine distance.

Enfin, les débits aux stations S1, S4 et S10 ont été mesurés grâce à la lecture de l'échelle dans les déversoirs (Fig. 13 c et d)



Figure 12 a) Jaugeage à l'ADCP à Ban Mout (Nam Khan) ; b) Jaugeage au sel en A6-A1 (Houay Khan) ; c) Echelle et déversoir en S10 (Houay Xon); d) Déversoir en S1 (HX)

## 4 Résultats

---

### 4.1 Stratégie d'échantillonnage

Une campagne de mesure sur le terrain menée de fin mai à fin juillet a permis de couvrir la période de transition entre saison sèche et saison humide.

On s'est tout d'abord attaché à décrire les processus de contamination à petite échelle dans le bassin de la Houay Xon, afin de préciser la paramétrisation du modèle. Des profils longitudinaux nous ont permis de mettre en évidence les points de contamination, et de comparer les flux observés aux flux théoriques en provenance des villages, d'estimer le taux de disparition des E. coli dans un petit cours d'eau. L'échantillonnage de crue a permis de mettre en évidence des épisodes de forte contamination, parfois bien au-delà du flux théorique attendu, de décrire les processus de contamination/décontamination au sein de la crue, et de distinguer la relation aux MES dans un petit cours d'eau (Station S4, Houay Pano) et un cours d'eau plus important en aval (S10, Houay Xon).

Le profil réalisé sur le bassin de la Houay Khan a permis d'étudier la contamination d'un bassin de taille moyenne, affluent de la Nam Khan et potentiellement très contaminé. Enfin, les deux campagnes sur la Nam Khan ont permis de détecter les points de contamination principaux, la part d'apport des affluents, ainsi que les variations de contamination en fonction du débit dans un très grand cours d'eau, en un même point. Les données de la Houay Khan et de la Nam Khan, ainsi qu'un monitoring effectué tous les 15 jours sur 7 stations réparties sur les 3 bassins, serviront de base pour la validation du modèle.

L'ensemble des résultats de mesure de la contamination fécale et des variables associées est fourni en annexe.

### 4.2 Etude des processus de contamination dans le bassin versant de la Houay Xon

#### 4.2.1 Profil longitudinal

Deux profils longitudinaux de la Houay Xon ont été réalisés, le 25 mai et le 19 juillet, en conditions de stabilité des débits (Fig. 14). Le profil du 25 mai est représentatif d'une situation de presque étiage, avec un débit environ 6 fois inférieur à celui mesuré le 19 juillet. La conductivité est également sensiblement plus importante en mai qu'un juillet, indiquant une proportion d'eau souterraine plus importante.

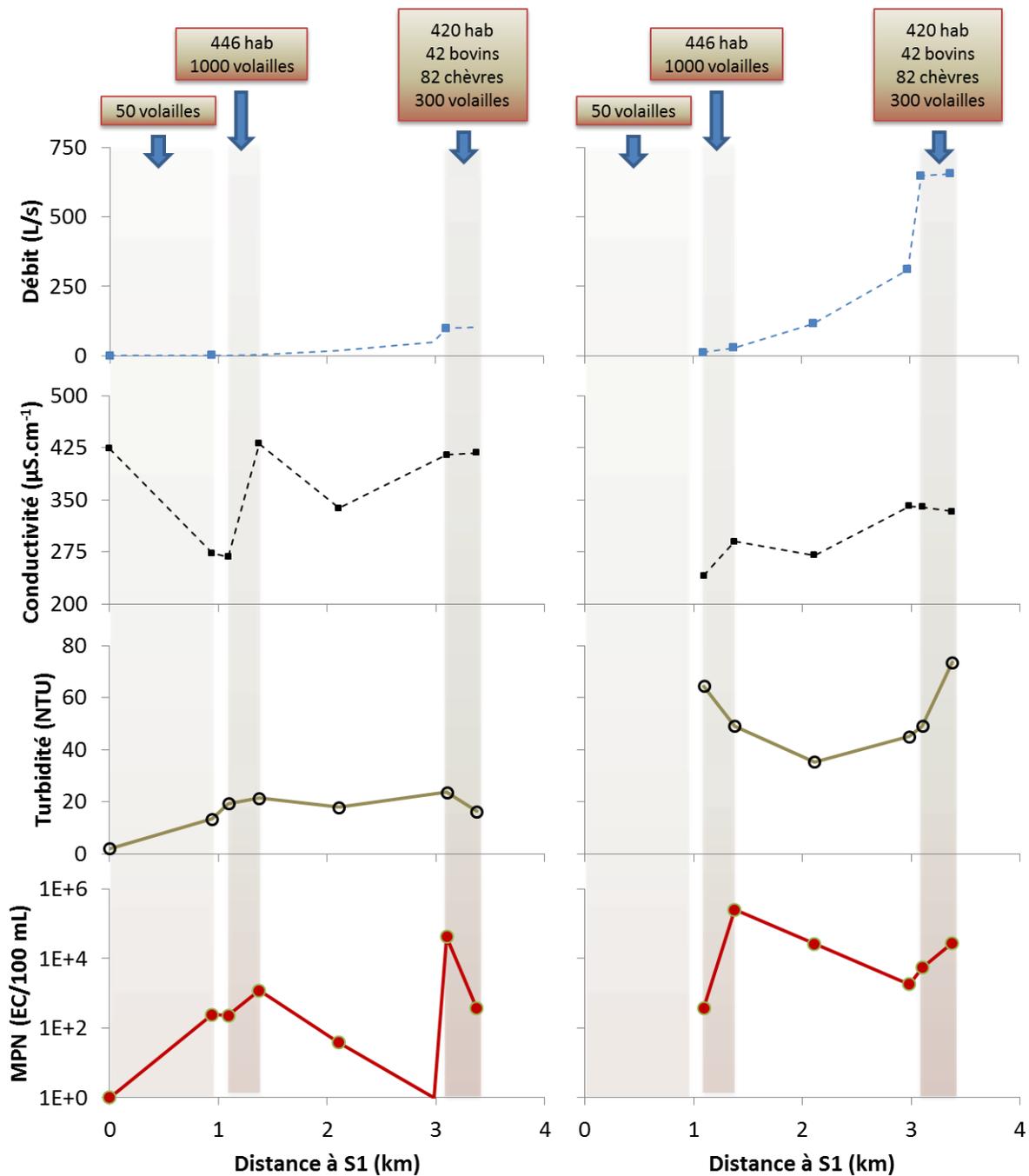


Figure 13 Comparaison des deux profils effectués sur la Houay Xon

#### 4.2.1.1 Sources et mécanismes de la contamination en bactéries fécales

La valeur de moins de 15 EC/100 mL, (limite de détection de la méthode) trouvée à la station la plus amont en mai indique le niveau de base de la contamination par les eaux souterraines en milieu forestier, sans bétail ni village. Dès les stations S4 et BLS, en aval d'une zone très faiblement pâturée et en amont du premier village, on dénote une augmentation significative (240 et 230 EC/100 mL en mai). La contamination en BLS est légèrement plus forte en juillet, à plus fort débit (370 EC/100ml), mais reste en dessous des normes européennes pour la baignade (Tableau 1). La traversée des villages (Lak Sip, 446 hab et DoneKang, 420 hab) s'accompagne par contre d'une contamination très marquée, bien plus

forte en juillet (respectivement de 1200 et 360 EC/100 mL le 25/05 et de 250000 EC et 28000 EC le 19/07).

Pour interpréter ces résultats, on compare le flux de bactéries transportées par le cours d'eau aux flux produit par les habitants et le bétail.

Le flux théorique d'E. coli produit par jour et par personne est de  $1,8E+10$  (George et al., 2002). En ce qui concerne le bétail, le flux a été calculé à partir des sources et des estimations présentées dans le tableau suivant (Tableau 3) :

**Tableau 3 Estimation du nombre d'E.Coli produits par jour et par type de bétail**

	Bovin	Buffle	Chèvre	Mouton	Porc	Volaille
kg de fèces/jour/tonne d'animal*	72	72	41	40	84	47
Poids moyen**	175	175	25	25	42	1,2
g de fèces/jour/animal	12600	12600	1025	1000	3528	56
Log (E. Coli)/g de fèces***	4,3	4,3	6,5	6,5	6,5	6,6
E. Coli/jour/animal	2,51E+08	2,51E+08	3,24E+09	3,16E+09	1,12E+10	2,25E+08

\* D'après *Manure Production and Characteristics*, American Society of Agricultural Engineers (2003)

\*\* D'après le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire (France)

\*\*\* D'après Rosebury T. : *Microorganisms Indigenous to man*. Mc Graw-Hill, New York, 1962

Le bassin versant de la Houay Xon ne possède que peu de bétail, et aucun porc (le bétail de Lak Sip est situé en dehors du bassin versant). Le bétail n'a donc qu'une très faible influence en sortie des villages.

Lors du profil de mai, en débit de base, les flux en sortie de village sont très faibles et représentent moins de 1 % du flux théorique. En juillet, en situation de débit plus important avec un apport plus important d'eau de surface, les flux sont plus importants, représentant respectivement 77 % en aval de Lak Sip et 196 % en aval de DoneKang. Cette différence révèle les mécanismes d'apport d'eau usée à la rivière : les apports directs par temps sec sont très faibles, d'une part parce que les maisons reliées directement à la rivière sont peu nombreuses, d'autre part parce qu'une part importante de la population pratique la défécation à l'air libre dans les zones retirées du bassin (forêts). Kee O. Latsachak, assistant IRD et habitant de Lak Sip, évalue à 60% la fraction de la population qui ne dispose ainsi d'aucun dispositif de latrine (ou trop insalubre) et ce chiffre est corroboré par le rapport du Water Sanitation Program de la banque mondiale (World Bank, 2009). Le reste de la population utilise des latrines archaïques, dont les rejets sont gérés soit directement par les habitants, soit indirectement par le débordement des latrines en temps de pluie (Fig. 14).

Par temps sec donc, seules les habitations reliées directement à la rivière sont susceptibles de contaminer le cours d'eau : cela représente une très faible partie du village, puisque seules les habitations situées le long de la rivière et sur un côté la route y sont reliés via des tuyaux PVC. De plus, ces eaux sont souvent stockées et parfois filtrées avant rejet, ce qui abat une partie de la pollution. Dans le reste du village, les habitants laissent les eaux usées

des latrines s'infiltrer dans le sol, et s'auto-épurer avant d'atteindre la nappe. Le reste de la production fécale s'accumule dans la forêt (habitants) et les zones appropriées à l'élevage. Cependant, la mortalité des *E. coli* ( $k_{m\text{ sol}}$ ) dans le sol, bien que plus faible que dans l'eau, est estimée entre 0.1 et  $1\text{ j}^{-1}$  (voir plus loin). En première approximation, on peut donc considérer que le stock d'*E. coli* accumulé sur les sols au voisinage du village représente, en régime, 1 à 10 fois la production journalière de bactéries fécales par les habitants ( $\text{Flx produit}/k_{m\text{ sol}}$ ).

Par temps de pluie, c'est ce stock d'*E. coli* accumulé sur le bassin qui est entraîné vers la rivière. Tandis que le niveau de la nappe monte, le stock d'eau usée des habitations proches de la rivière est vidangé avant que la nappe ne l'atteigne. Les fosses des habitations situées plus en hauteur peuvent également se remplir (ruissellement et/ou montée de la nappe) et déborder.



Figure 14 D'après la description de Kee O. Latsachak et les observations de terrain

#### 4.2.1.2 Processus de disparition des bactéries fécales dans la rivière

La partie du profil entre la sortie du premier village (Lak Sip) et l'entrée du second, qui correspond à un tronçon où la rivière ne reçoit que des affluents forestiers peu contaminés permet d'évaluer la part relative des différents processus de pertes auxquels sont soumises les bactéries fécales en rivière. Trois processus sont susceptibles d'expliquer la décroissance de contamination observée entre ces stations : la dilution par les affluents, la mortalité et la sédimentation.

Le rapport des débits entre l'aval et l'amont du tronçon étudié est de 12. En considérant la concentration nulle dans les affluents forestiers, la dilution peut donc expliquer un abattement de la concentration en *E. coli* d'un facteur 10. Or cet abattement est d'un facteur 100, et le rapport des flux d'*E. coli* est de 11, ce qui indique des processus de disparition supplémentaires du même ordre que la dilution. Afin de calculer le taux de disparition ( $k_d$ ), on s'affranchit de la dilution en travaillant en flux. La diminution de la concentration et des flux étant linéaires en échelle logarithmique, la constante de disparition  $k_d$  ( $\text{h}^{-1}$ ) peut être

calculé par la formule :  $k_d = -\frac{1}{t} \ln \frac{F_{BHDK}}{F_{ALS}}$ , où t est le temps de résidence (h) et F le flux d'E. coli (EC/h).

Le temps de résidence t peut être estimé à 0,55 h à partir de la mesure de la section et du débit moyen. On obtient ainsi un  $k_d$  de  $4,59 \text{ h}^{-1}$ , une valeur très importante comparé au taux de mortalité et à la vitesse de sédimentation habituellement utilisés ( $k_m = 0,045 \text{ h}^{-1}$  et  $v_{sed} = 0,02 \text{ m/h}$  (Servais et al., 2007), soit  $k_{sed} = 0,2 \text{ h}^{-1}$  sur le tronçon).

Le temps de résidence estimé est peut être sous-estimé : il existe en réalité des zones de faible courant qui ralentissent le trajet des bactéries, comme les bassins de pisciculture situés juste après Lak Sip (Fig. 15 a). Ces zones permettent la sédimentation massive des bactéries ou leur destruction par les rayons du soleil. En outre, on sait que les plantes aquatiques peuvent capter de 30 à 70 % des matières en suspension dans un petit cours d'eau (Thornton et al., 1997) : la forte couverture végétale (Fig. 15 b et c) le long du tronçon a vraisemblablement un fort impact sur la concentration en E. coli.

En définitive, une très faible part des E. Coli issus du premier village atteignent le second en condition de débit d'étiage.



Figure 15 a) Bassins de pisciculture ; b et c) Exemples de couverture végétale le long du tronçon ALS-BHDK (Houay Xon)

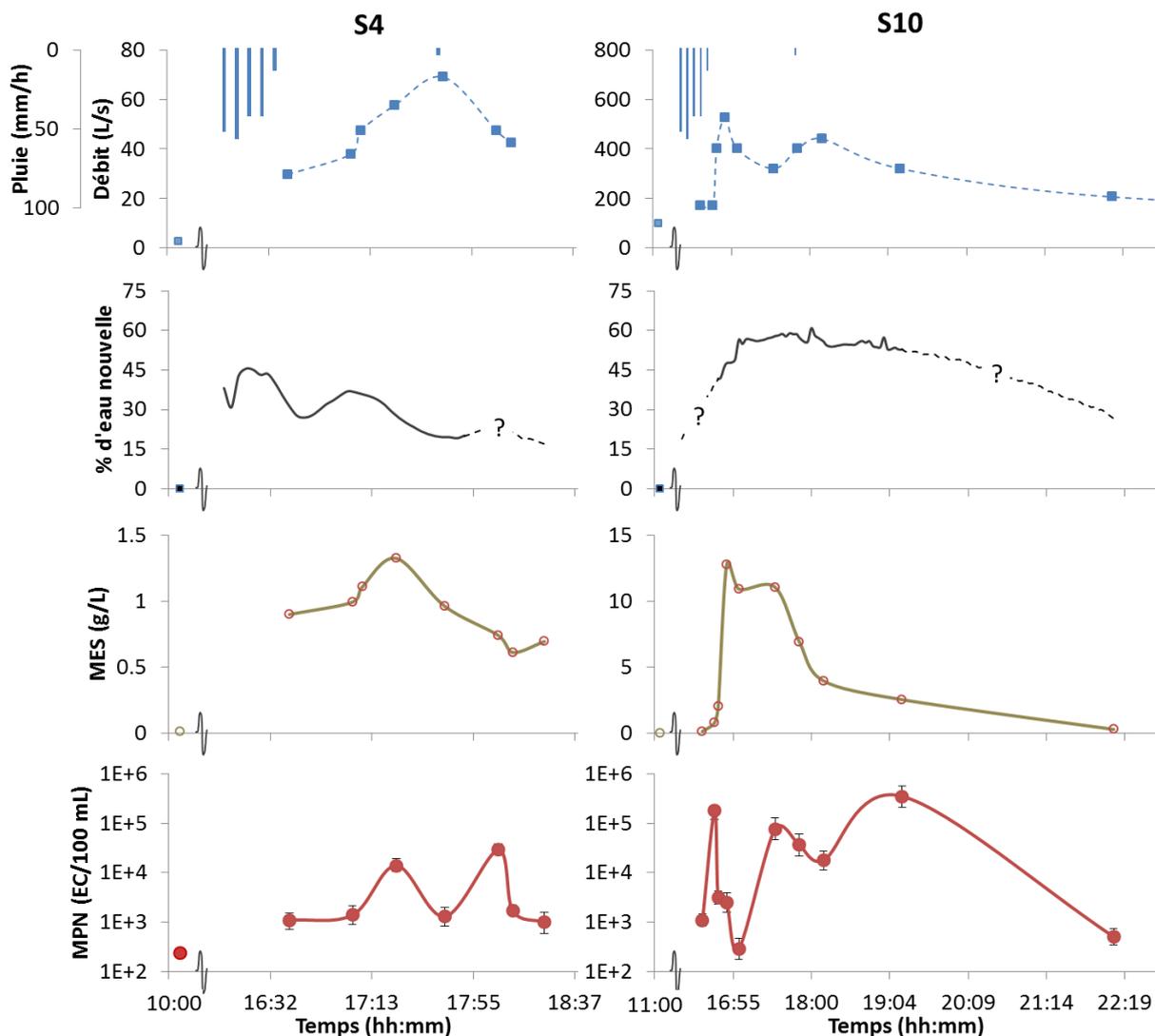
#### 4.2.2 Suivi d'épisodes de crue

Un épisode de crue a pu être suivi sur deux stations de la Houay Xon le 25/05/11: l'une en amont de tout village (S4), l'autre en aval des villages de Lak Sip et DoneKang (S10) (Fig. 16) Un suivi en S10 a également pu être effectué le 25/06/11, à des débits beaucoup plus élevés (Fig. 17).

Dans tous les cas, la mesure du débit et de la conductivité a permis de calculer les proportions d'eau souterraine et d'eau de surface (ou « eau nouvelle »).

##### 4.2.2.1 Crue du 25/05/11

L'état initial mesuré avant la crue est très faible (240 EC/100ml) comparé aux valeurs en crue, toujours supérieures à 1000 EC/100ml et atteignant jusqu'à 29000 EC/100 mL.



**Figure 16 Variations paramètres physico-chimiques et des concentrations en E. coli en S4 et S10 (Houay Xon) lors de la crue du 25/05/2011**

La comparaison entre les maxima de toutes les variables atteints lors de la crue respectivement en S1 et S10 montre un facteur d'environ 10. Ceci s'explique par une contribution plus forte d'eau nouvelle: le débit maximum d'eau nouvelle est de 27,4 l/s en S4 et de 256,1 l/s en S10.

En S4, la concentration en E. coli semble liée à la teneur en MES en début de crue puis en être totalement indépendante.

En S10, on observe 3 pics de concentrations successifs. La première augmentation semble être liée au phénomène de « flush » : les bactéries sédimentées dans le cours d'eau peuvent survivre plus de 6 semaines sur le fond (Jamieson et al., 2005) et l'arrivée d'un fort courant d'eau a pour conséquence de les remettre en suspension. Ce phénomène précède l'arrivée de l'eau ruisselant sur les surfaces contaminées dans le cours d'eau : le second et le troisième pic résultent probablement de l'arrivée d'eau ayant ruisselé sur des surfaces

contaminées différemment (avec un délai du au temps de concentration). Il est possible aussi que les eaux usées en provenance de Lak Sip atteignent S10 lors du 3<sup>e</sup> pic.

#### 4.2.2.2 Crue du 25/06/11

La crue du 25/06/11 a été échantillonnée à très fort débit, et seulement en S10 : on atteint environ de 10 fois le débit observé lors de la crue du 25/05/11 (Fig. 17). Les concentrations maximales en E Coli sont bien moins importantes, mais restent supérieures aux normes européennes (max : 39000 EC/100 mL).

La séparation hydrologique ne permet pas de relier la contribution d'eau nouvelle aux variations de concentration en E. coli, et aucune relation avec les MES n'apparaît clairement.

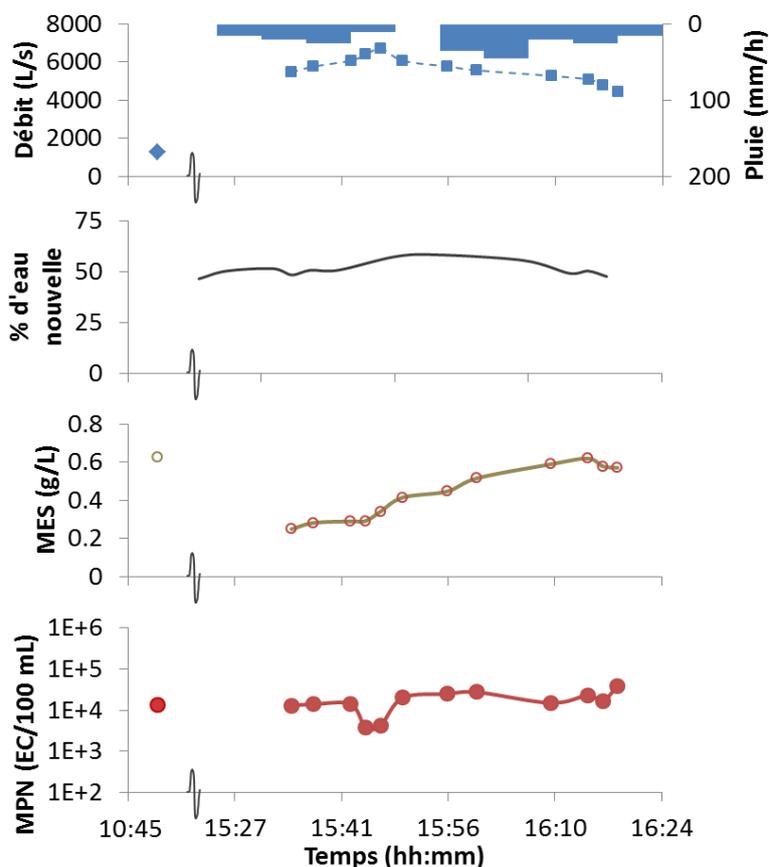


Figure 17 Variations des concentrations en E. coli et des paramètres physico-chimiques de la crue du 25/06/2011, en S10 ; A 11:00, les niveaux échantillonnés le matin à débit constant

#### 4.2.2.3 Flux d'E. coli apportés à la rivière en crue

On a vu précédemment que le processus de contamination des cours d'eau par les villages résulte moins d'un apport ponctuel que d'un processus diffus d'entraînement d'un stock accumulé sur le bassin par les eaux « nouvelles » de ruissellement. Les flux instantanés observés sur les trois crues ont été intégrés dans le temps afin de les comparer à la valeur d'E. coli théorique de ce stock, qui représenterait 1 à 10 fois la production journalière par les habitants et le bétail (selon le taux de mortalité dans le sol).

S10 étant situé au milieu du village de DoneKang, on suppose que le stock disponible pour l'entraînement en crue représente celui produit par la moitié du village, soit 210 habitants. Nous définirons **QTP** comme la quantité théorique d'E. coli produite par les habitants sur la durée de l'évènement de crue et **QT1** comme la quantité théorique d'E. coli produite en 1 jour.

Lors de la journée du 25/05, on estime que la contamination n'a lieu que lors de la crue, car le début et la fin de la crue sont très proches du débit de base, avec un flux d'E. coli très faible.

Le 25/06, deux périodes ont été échantillonnées en S10 : le matin, en pluie et débit constants et l'après-midi en crue. On a montré que les variations de flux dans les conditions de débit constantes du matin étaient faibles (voir 3.1.5.3) : on suppose donc le flux constant de 09 : 30 à 14 : 30 et égal à la moyenne des flux de l'échantillonnage. La quantité d'E. coli amenée à la rivière de 15:30 à 16:20 est calculée en intégrant les flux observés, et on interpole les valeurs entre les deux échantillonnages (Fig. 18)

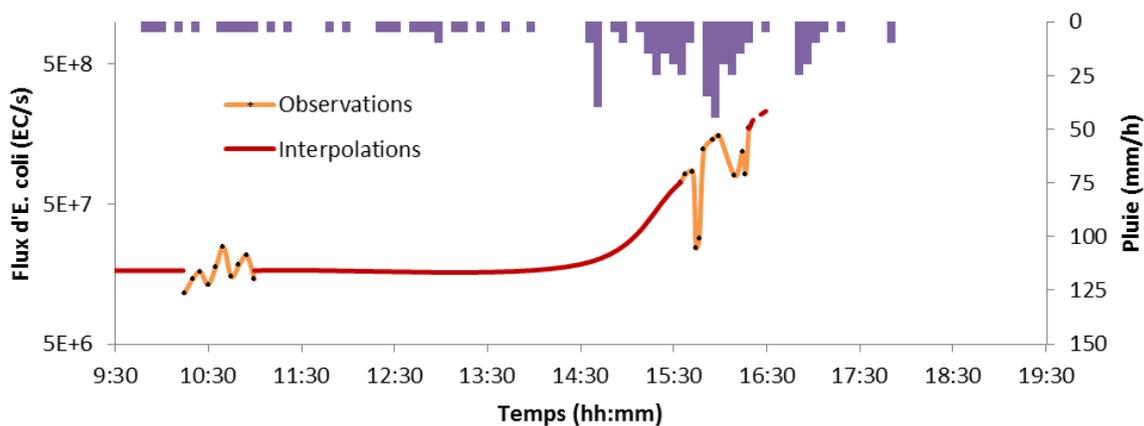


Figure 18 Variations du flux d'E. coli observé le 25/06/11 et interpolations

Les résultats sont présentés dans le tableau suivant (Tableau 4) :

Tableau 4 Rapport de la quantité d'E. coli observée dans la rivière sur la quantité produite théoriquement par les villageois et le bétail sur la période observée (% QTP) et en un jour (% QT1)

Evènement		Station	Qté obs (EC)	Durée		QT1 (EC)	% QTP		% QT1		
25/05	Crue	S4	2.54E+10	03:30		1.12E+10	1550		226		
		S10	8.95E+12	05:40		3.78E+12	1003		237		
25/06	Q constant	Période entière interpolée	S10	3.01E+11	05:00	06:49	3.78E+12	38	69	8*	20*
	Crue		S10	6.76494E+11	00:44			236		18*	

\* on ne peut raisonner sur la journée pour cet évènement car aucun échantillon n'a été récolté de 00:00 à 09:30 et de 16:19 à 23:59, où d'importantes variations de débit ont eu lieu : le % QT1 est donc simplement informel.

Lors des deux crues, on observe toujours un flux d'E. coli transporté supérieur à 100 % du QTP, ce qui laisse supposer que les crues sont toujours des phénomènes d'extrême

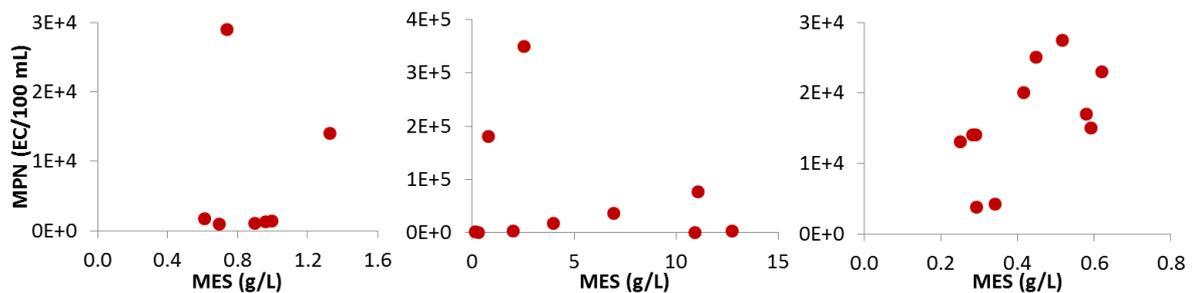
contamination bactériologique, quelles que soit les conditions de débit et de conditions initiales (Tableau 5, Fig. 18) Cependant, ce pourcentage est très inférieur lors de la crue du 25/06, probablement à cause du lessivage préalable du bassin par les pluies qui ont précédé l'événement (Tableau 5). En débit constant, le % QTP est faible à cause de la faible contribution de l'eau nouvelle : 27 % du débit, contre une moyenne de 51 % lors de la crue.

**Tableau 5 Pluviométrie des 7 jours précédents les événements du 25/05/11 et 25/06/11**

		Pluie (mm)							Total
		J-7	J-6	J-5	J-4	J-3	J-2	J-1	
25/05/2011	Total	0	8.5	4.5	0	0	24	0	<b>62</b>
	Max	0	2	1	0	0	3.5	0	<b>3.5</b>
25/06/2011	Total	0	4	27.5	2.5	0	0	71.5	<b>105.5</b>
	Max	0	0.5	4.5	0.5	0	0	6.5	<b>12</b>

Notons que nous n'avons pas pris en compte dans ce raisonnement la possibilité, à haut débit, d'un transfert d'E. Coli de Lak Sip à S10.

#### 4.2.2.4 Relation entre flux d'E Coli, débit et MES



**Figure 19 Variations des concentrations en E. coli et MES lors de : a) la crue du 25/05/2011 en S4 ; b) la crue du 25/05/11 en S10 ; c) la crue du 25/06/11 en S10 (Houay Xon)**

Les mesures effectuées n'ont pas permis de mettre en évidence une relation entre les MES et la concentration en E. coli lors des crues (Fig. 19), comme on s'y attendait en raison de la nature essentiellement liée au ruissellement de la contamination fécale. Ceci peut être dû au phénomène d'érosion/sédimentation des particules au sein du bassin lors d'une pluie : les particules arrachées au sol ne sont pas transportées directement dans le cours d'eau mais sont souvent redéposées plus bas dans le versant, tandis que les bactéries non attachées aux particules sont emportées par la pluie directement dans le cours d'eau, selon le schéma suivant :

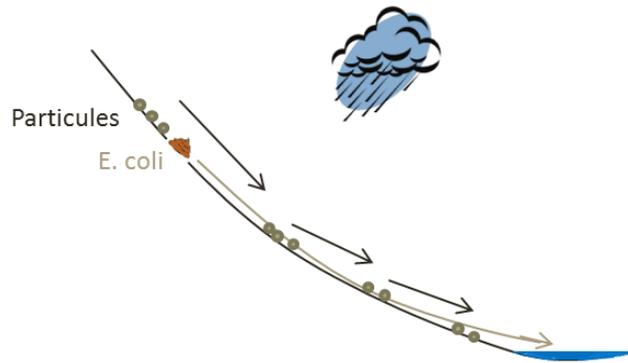


Figure 20 Schéma conceptuel de l'apport des MES et des bactéries E. coli à la rivière en temps de pluie

L'absence de relation n'infirme donc pas l'hypothèse qu'il existe un rapport entre l'érosion et l'apport direct d'E. coli à la rivière.

Gentry et al (2006), dans une étude sur 7 bassins versants aux Etats-Unis (Knox County, Tennessee), ont montré une forte corrélation entre flux d'E. coli et turbidité, en conditions de débit de base ou s'en rapprochant. Sur le bassin de la Houay Xon en S10, une telle relation se vérifie pour les valeurs issues du monitoring et des deux profils en basses eau (Fig. 21 a ;  $r^2 = 0,85$ ).

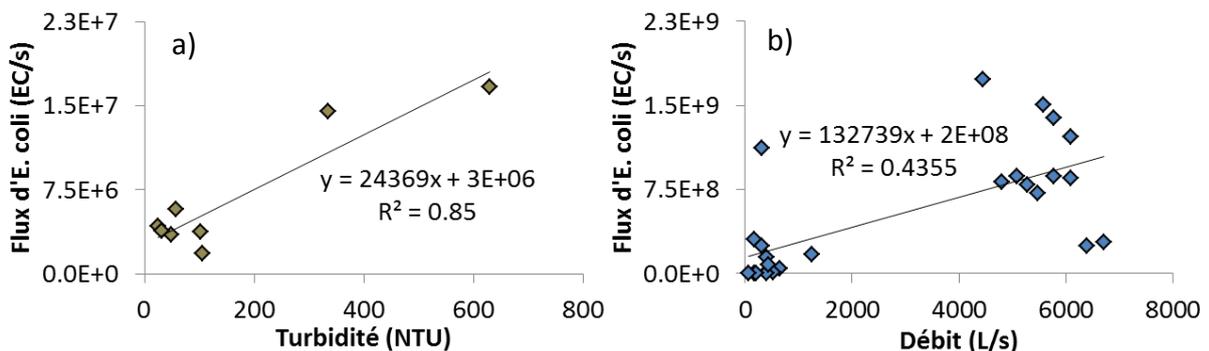


Figure 21 a) Relation entre le flux d'E. coli et la turbidité en S10, en débit de base ou s'en rapprochant ; b) Relation entre le débit et le flux d'E. coli en S10

Sur l'ensemble des données de crue en S10, on observe globalement que le flux augmente avec le débit (Fig. 21 b). Les deux faibles valeurs de flux à haut débit correspondent en effet à des valeurs inexplicables au sein de la crue du 25/06. Cependant, aucun échantillon n'a été prélevé en période lessivage extrême des sols. Il nous est donc impossible de conclure sur un possible épuisement du stock d'E. coli sur le bassin.

## 4.3 Observations sur la Houay Khan, la Nam Khan et leurs affluents

### 4.3.1 Houay Khan

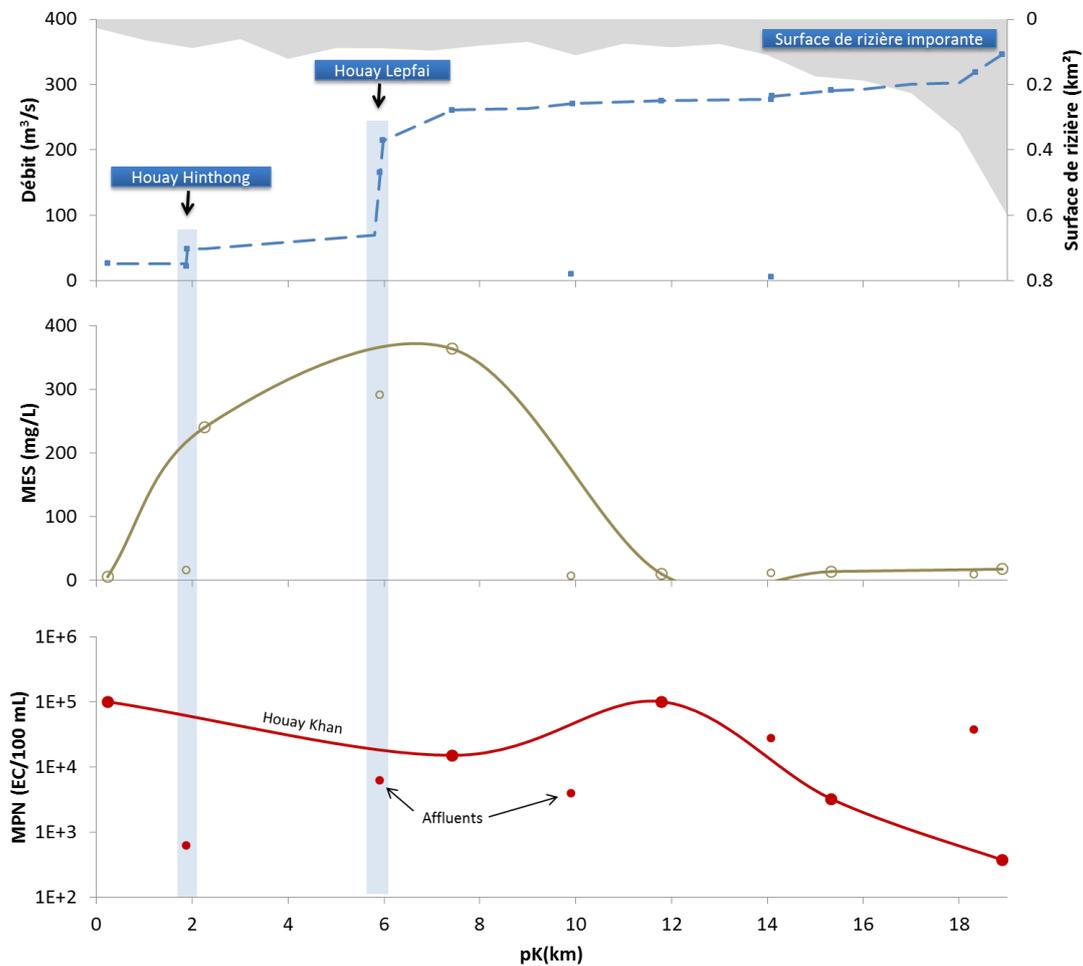


Figure 22 Variation des concentrations en E. coli et des paramètres physico-chimiques dans la Houay Khan et ses affluents, et variation de la surface de rizière traversée

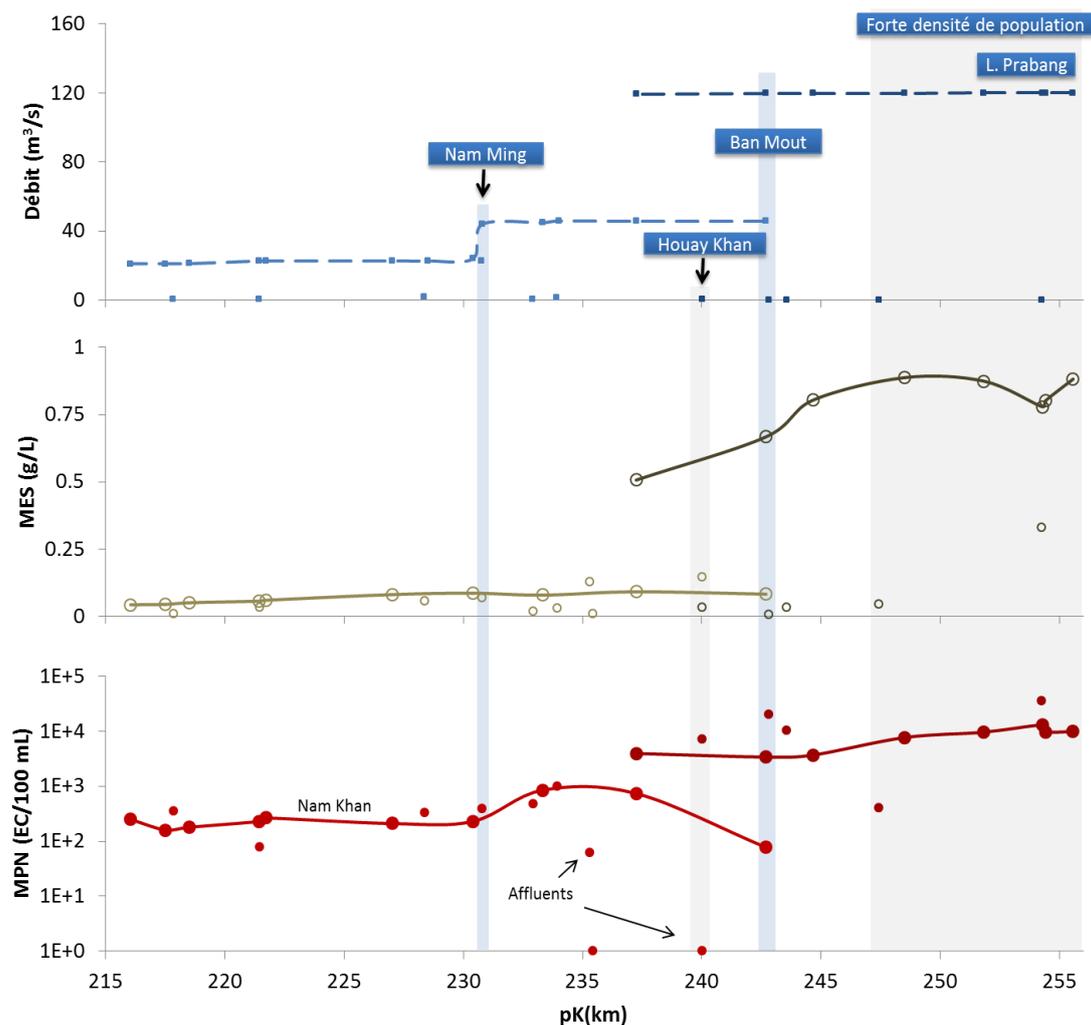
La Houay Khan est un des affluents les plus contaminés de la Nam Khan. On atteint de très hautes concentrations ( $> 100\,000$  EC/100 mL) dans la partie amont du profil.

La diminution entre les pK 4 et 5 est due aux dilutions successives par la Houay Hinthong et la Houay Lepfai, qui représentent plus de la moitié du débit de la Houay Khan à la confluence et sont beaucoup moins contaminés (respectivement 610 et 6100 EC/100 mL).

Les valeurs trouvées à l'exutoire de la Houay Khan sont au contraire extrêmement faibles (370 EC/100 mL en A6 (exutoire) et 3200 EC/100 mL à 2,03 km de l'exutoire). Si ces valeurs pouvaient être confirmées, elles indiqueraient peut être l'effet des rizières que la rivière traverse dans sa partie aval. Les agriculteurs utilisent en effet l'eau de la rivière via des systèmes d'irrigation, et la rejettent plus loin dans le réseau. Or les rizières peuvent jouer un rôle de lagunage, car la profondeur d'eau est faible et l'eau plus ou moins stagnante : la mort des E. coli par rayonnement UV, leur sédimentation ou leur fixation sur les plants de riz peut donc entraîner l'épuration de l'eau, qui, lorsqu'elle rejoint le réseau hydrographique,

dilue la contamination provenant de l'amont. Sur la figure 22, on remarque que la surface de rizière devient de plus en plus importante dans le dernier tronçon, jusqu'à l'exutoire. Toutefois, aucune mesure dans les rizières n'a été effectuée et cet « effet rizière » nécessiterait d'autres investigations. Il pourrait être très important car l'irrigation fait partie des usages de l'eau à risque, lorsque le cours d'eau est contaminé : les pathogènes sont susceptibles d'être transmis aux agriculteurs directement ou aux consommateurs par la voie des aliments, car le riz en paddy présente un risque important de transmission vectorielle.

#### 4.3.2 Nam Khan



**Figure 23 Variation des concentrations dans la Nam Khan et ses affluents lors des deux campagnes effectuées les 27/05 et 31/05**

Deux campagnes ont été réalisées sur la Nam Khan : le 27 mai (partie aval) et le 30 et 31 mai 2011 (partie amont). Le débit a beaucoup varié entre les deux campagnes, ce qui rend difficile l'interprétation de l'ensemble du profil. On peut cependant comparer les deux points de recouvrement des deux profils : NK20 (Ban Mout) et NK26. Les concentrations en E Coli y sont toutes plus faibles au plus faible débit (120 m<sup>3</sup>/s le 27/05 et 46 m<sup>3</sup>/s le 31/05), ce qui est cohérent avec les variations observées sur la Houay Xon. La Nam Khan est

relativement contaminée dans la partie la plus aval, vers Luang Prabang, puisqu'elle atteint plus de 10000 EC/100 mL, soit une qualité mauvaise selon la classification SEQ-eau (Tableau 1). Le tronçon étudié le 30 et 31 mai est moins contaminé à débit équivalent, avant la confluence avec la Nam Ming. En effet on enregistre une nette augmentation après la confluence avec cet affluent, le plus important étudié et le seul ayant un réel impact sur la qualité de l'eau de la Nam Khan.

La contamination et les variations sur le tronçon amont sont très faibles puisque les valeurs oscillent entre 160 et 265 EC/100 mL, soit en dessous des coefficients de variation habituels pour des microplaques de ce niveau de contamination (Lebaron et al., 2005). Le débit moyen mensuel d'étiage étant de 19,7 m<sup>3</sup>/s (avril), on observe quasiment la ligne de base, dans cette partie très peu habitée du bassin.

L'augmentation de la concentration à partir du pK 47 est due à la traversée d'une zone de plus en plus peuplée jusqu'à Luang Prabang. Ce chiffre est largement au-dessus des flux observés dans la rivière : Un peu moins de 1% de la contamination théorique. Ces deux exemples sont vérifiés partout ailleurs sur la Nam Khan.

#### 4.3.3 Affluents

Le tableau 6 montre les concentrations et débits mesurés dans les affluents de la Nam Khan et de la Houay Khan lors de la campagne mai/juin.

**Tableau 6 Contamination observée sur les affluents de la Houay Khan et de la Nam Khan (numérotés d'aval en amont)**

	Nam Khan											
	A1	A2	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	
MPN (EC/100 mL)	36000	405	10400	20500	7100	980	395	77	350	330	480	
Débit (L/s)	56	38	47	6	565	941	22400	256	137	1326	14	
	Houay Khan											
	A6-A1	A6-A2	A6-A3	A6-A4	A6-A5							
MPN (EC/100 mL)	36500	27000	3900	6100	610							
Débit (L/s)	19	5	10	166	22							

On observe des fortes concentrations dans les affluents les plus aval du bassin, tandis que ceux situés dans la zone peu habitée sont moins contaminés. Cependant, ces derniers ont été échantillonnés dans des conditions proches du débit de base. Dans le bassin de la Houay Khan, les affluents proches de l'exutoire sont également les plus contaminés, de par la présence de villages à proximité.

En général, plus le débit est faible, plus la concentration est importante : même une faible contamination a alors beaucoup d'impact sur un petit cours d'eau. Les rivières à gros débit (> 100 L/s), au contraire, ne montent pas au-dessus de 8000 EC/100 mL, ce qui montre que les processus de dilution par des affluents peu contaminés sont importants dans le bassin de la Nam Khan.

# 5 Modélisation

## 5.1 Présentation du modèle SENEQUE/Riverstrahler

### 5.1.1 Présentation générale

Le modèle SENEQUE/Riverstrahler est un modèle générique de la qualité de l'eau et du fonctionnement biogéochimique des grands réseaux hydrographiques. Il a été développé d'abord sur la Seine, dans le cadre du programme PIREN-Seine (Billen et al., 1994, Garnier et al., 1995, Billen & Garnier 2000), puis a été appliqué à divers autres grands bassins fluviaux, comme la, le Danube (Garnier et al., 2002) et le Fleuve Rouge (Le et al., 2010). Il permet le calcul des variations géographiques et saisonnières (au pas de temps décadaire) du débit, de la qualité de l'eau et du fonctionnement écologique d'un réseau hydrographique en fonction des contraintes constituées par la morphologie des cours d'eau, les conditions météorologiques et climatiques, l'usage du sol du bassin versant et les rejets ponctuels d'eaux usées.

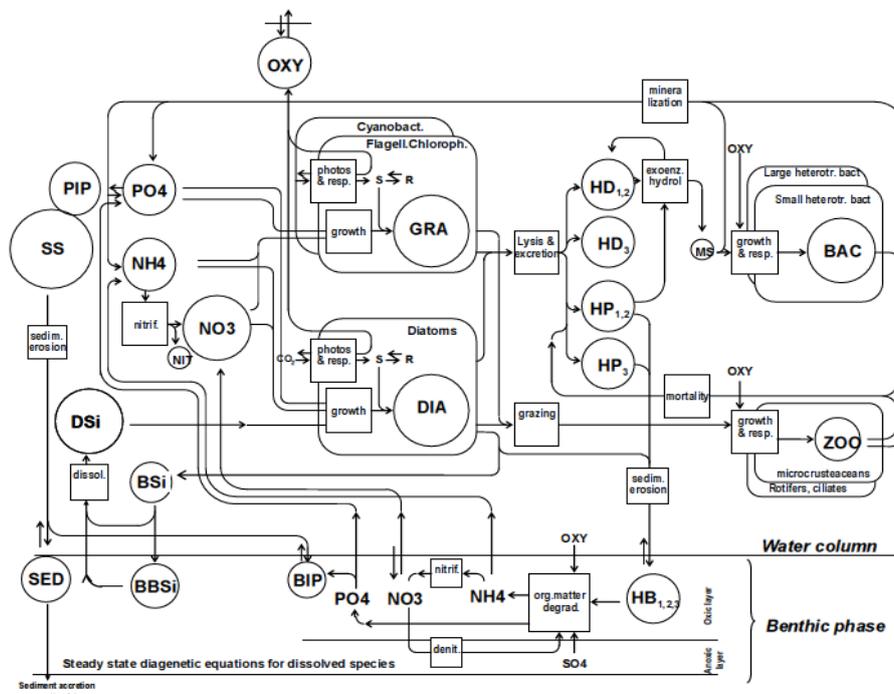
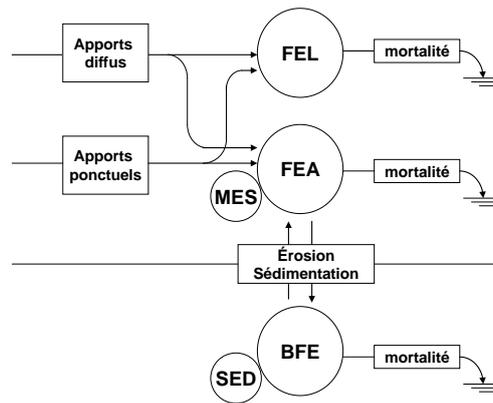


Figure 24 Schéma de principe du Modèle SENEQUE/Riverstrahler pour la prise en compte des processus biogéochimiques dans le réseau hydrographique d'un bassin versant (source : Applicatif SENEQUE 3.4, 2007)

### 5.1.2 Dynamique des bactéries fécales

Un module plus détaillé de la dynamique des bactéries fécales a été récemment adjoint au modèle Sénèque (Koffi et al., in press). Trois formes de bactéries fécales sont prises en compte : les bactéries libres (FEL) dans la colonne d'eau ne sont pas affectées par la sédimentation ; les bactéries attachées (FEA), sédimentent et s'accumulent dans la couche superficielle des sédiments (BFE). Ces dernières peuvent être remises en suspension dans la colonne d'eau par l'érosion de cette couche lors d'un accroissement de débit (phénomène de « flush »).

Le modèle représente ainsi la dynamique des bactéries fécales par le schéma suivant (Fig. 25) :



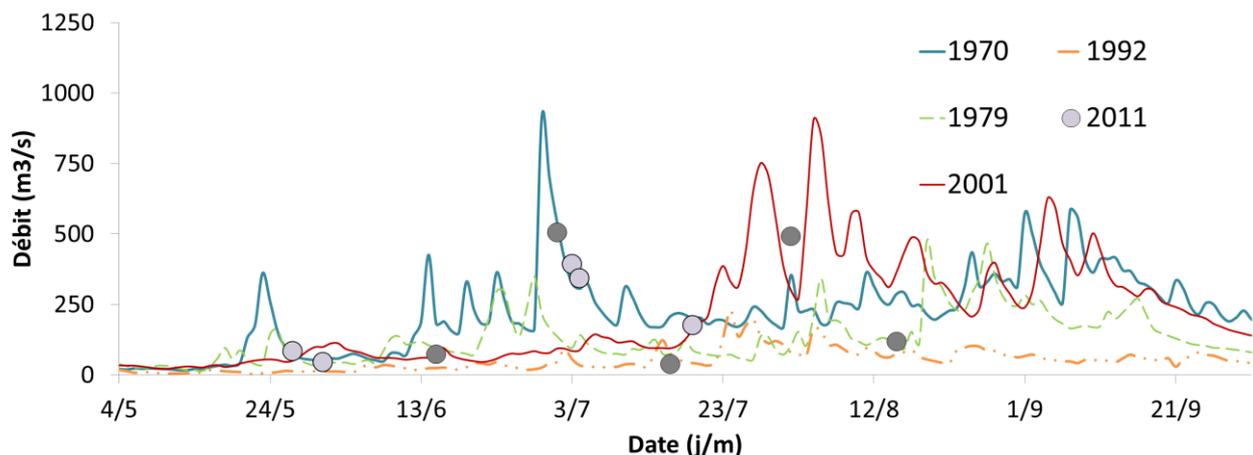
**Figure 25 Processus pris en compte pour la représentation de la dynamique des bactéries indicatrices de pollution fécale dans le modèle SENEQUE/Riverstrahler**

Les bactéries fécales libres présentent une mortalité ( $k_d = 0,045 \text{ h}^{-1}$  à  $20^\circ\text{C}$ ) supérieure d'un facteur 2 à celle des bactéries attachées ou sédimentées ( $k_d = 0,0225 \text{ h}^{-1}$  à  $20^\circ\text{C}$ ) et la vitesse de sédimentation des bactéries attachées est de  $0,07 \text{ m/h}$ . Les sources ponctuelles urbaines apportent des bactéries libres et attachées en proportion égales tandis que les sources diffuses apportent 80% de bactéries libres et 20% de bactéries attachées.

## 5.2 Estimation des paramètres et des entrées du modèle

### 5.2.1 Choix de l'année hydrologique

Le modèle Sénèque fonctionne sur une année hydrologique complète. Nous disposons des chroniques de mesures de débit à Ban Mout de 1960 à 2004. Comme les données ne sont pas disponibles pour l'année 2011, nous avons choisi une année hydrologique ressemblant le plus étroitement possible aux points de mesures dont nous disposons en 2011. Le choix a été porté sur l'année 1970, très proche de 2011 pour les campagnes de mesure réalisées (Fig. 26) :



**Figure 26 Choix de l'année hydrologique pour la modélisation, médiane, décile inférieur et supérieur de débit dans l'intervalle de temps [1960-2004] ; Echantillons réalisés (en bleu : profils ; orange : monitoring)**

Cependant, ces points ne se situent pas exactement sur la courbe, et les points de monitoring (en orange) sont bien plus éloignés de la courbe. On choisit donc d'adapter cette année en prolongeant la courbe des débits jusqu'aux points attendus. Ainsi, on peut caler le modèle sur les paramètres observés, en ayant une idée de l'évolution du débit tout au long de l'année.

## 5.2.2 Séparation hydrologique

L'écoulement dans une rivière peut-être séparé en deux composantes : 1) l'écoulement superficiel, créé par le ruissellement hortonien, l'écoulement hypodermique et le ruissellement sur les surfaces saturées par la nappe près du cours d'eau ; 2) l'écoulement de base, créée par l'alimentation de la rivière par la nappe. Il est très important de distinguer ces deux types d'écoulement afin de pouvoir modéliser l'apport en E. coli dans le réseau hydrographique de la Nam Khan. En effet, le sol joue le rôle de filtre, et élimine les bactéries contenues dans l'eau percolée (Matthes et al., 1988). On suppose donc une valeur très faible constante pour toutes les eaux de nappe.

La méthode utilisée pour renseigner les deux composantes du débit pour le modèle SENEQUE est celle d'Eckhardt, qui présente l'avantage de se baser sur les débits réels, et non sur une modélisation de la relation pluie/débit qui conduirait à calculer un débit total pouvant être différent des valeurs mesurées. Eckhardt part du principe que si le débit baisse pendant un temps relativement long, on considère qu'il n'y a pas d'apport superficiel et l'on peut écrire  $y_{k+1}=ay_k$ , en supposant que la vidange de la nappe est linéaire. Eckhardt reprend la formule simplifiée de Chapman et Maxwell (1996), et propose l'équation suivante pour la séparation hydrologique :

$$b_k = (1 - BFI_{max}) \times a \times b_{k-1} + \frac{(1 - a) \times BFI_{max} \times y_k}{(1 - a \times BFI_{max})}$$

$y$  : flux total (m3/s)

$b$  : flux de base (m3/s)

$k$  : pas de temps

$a$  : paramètre de vidange de la nappe

$BFI_{max}$  : contribution maximale du flux de base au flux total (SU)

Cette équation implique que le flux de base soit linéairement proportionnel à sa réserve, donc que la vidange de la nappe se fasse de manière exponentielle. Ceci est discutable (Wittenberg, 1999), mais Chapman a montré que pour des durées de vidanges supérieures à 10 jours, le modèle linéaire est une très bonne approximation. L'équation s'applique donc parfaitement au modèle SENEQUE puisque celui-ci fonctionne par décade.

Le  $BFI_{max}$  a beaucoup d'influence pour le calcul du flux de base, ce qui est problématique car il n'est pas mesurable. Eckhardt a donc suggéré des valeurs de BFI en fonction des caractéristiques du bassin versant (Tableau 7) :

**Tableau 7 Valeurs de  $BFI_{max}$  suggérées par Eckhardt en fonction des caractéristiques du bassin versant**

Suggestion de $BFI_{max}$	Caractéristiques du bassin versant
0,80	cours d'eau permanent avec aquifères poreux
0,50	cours d'eau éphémère* avec aquifères poreux
0,25	cours d'eau permanent avec roches de socle

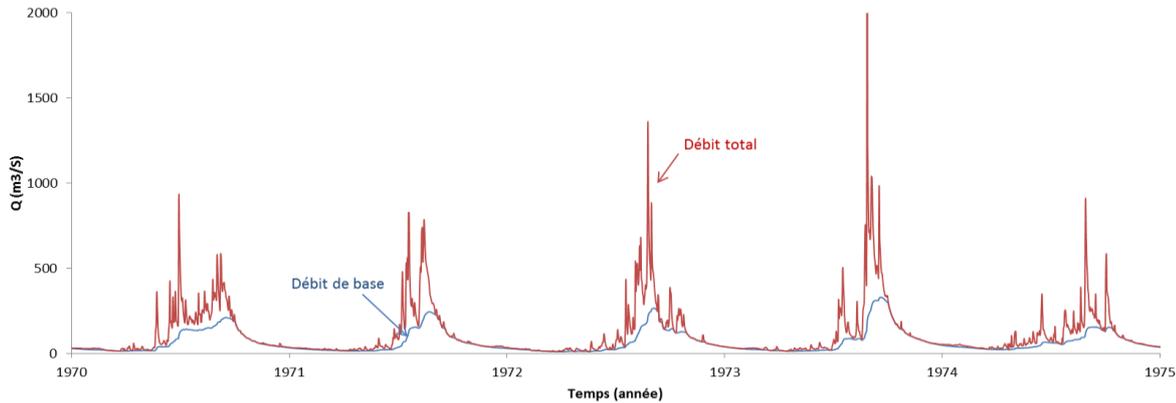
\* qui coule moins de 10 % du temps

Le bassin versant de la Nam Khan peut être découpé en deux entités principales, selon la géologie (Fig. 2) : 72 % du bassin correspond au « cours d'eau permanent avec des aquifères poreux »,

tandis que 28 % du bassin correspond au « cours d'eau permanent avec roches de socle ». Ainsi, on peut calculer un  $BFI_{max}$  pondéré tel qu'Eckhardt le propose :

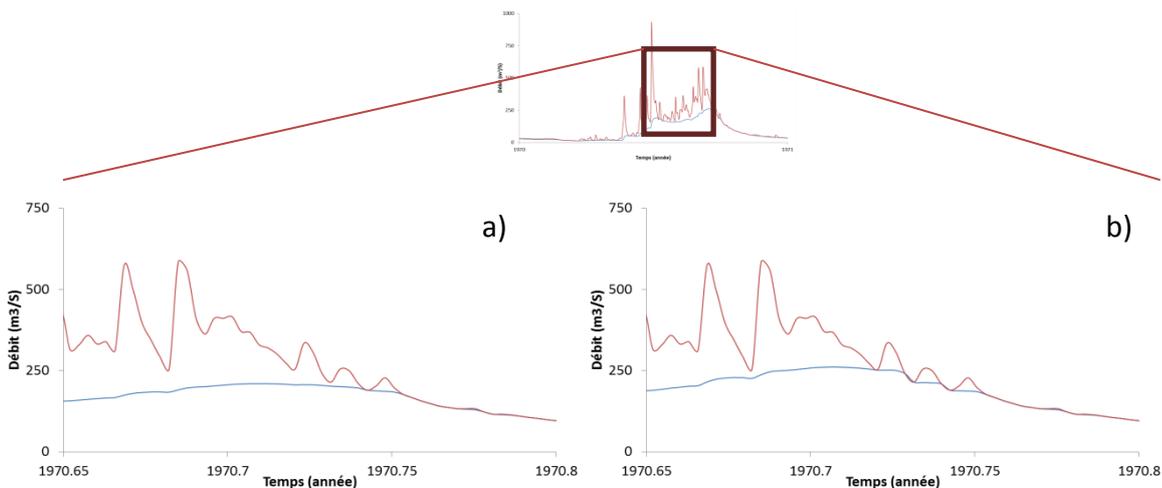
$$BFI_{max} = 0,28 * 0,25 + 0,72 * 0,8 = 0,646$$

Cependant, les 3 valeurs indiquées par Eckhardt sont très larges et ne recourent que très peu de caractéristiques propres au bassin versant. Visuellement, Eckhardt indique également que l'on peut caler le  $BFI_{max}$  pour que le début de la décrue d'eau souterraine se situe au milieu de la décrue du débit total. En appliquant le  $BFI_{max}$  précédemment calculé, et à partir du paramètre  $a$  estimé par calage, on obtient la (Fig. 27) suivante pour l'intervalle 1970-1975 :



**Figure 27 Séparation hydrologique à l'aide de la méthode Eckhardt sur les débits de la Nam Khan à la station Ban Mout [Intervalle de 1970 à 1975]. Paramètres :  $BFI_{max} = 0,646$  et  $a = 0,987$ .**

On se situe alors généralement en dessous du milieu de la décrue de débit total, et parfois bien en-deca. Le  $BFI_{max}$  varie selon les années et on l'estime donc à partir de l'année hydrologique que l'on a choisi (1970). On observe une décrue incohérente avec un  $BFI_{max}$  de 0,646 (Fig. 28 a) : l'eau souterraine ne joue aucun rôle dans les trois petits pics de débit qui marquent la fin de la saison humide. Un  $BFI_{max}$  de 0,75 paraît ici plus cohérent (Fig. b) : nous choisirons donc cette valeur d'entrée pour le modèle.



**Figure 28 Effet du  $BFI_{max}$  lors de la décrue de la Nam Khan au début de la saison sèche à la station Ban Mout : a)  $BFI_{max} = 0,644$  ; b)  $BFI_{max} = 0,75$**

### 5.2.3 Données relatives aux apports des villages

Des enquêtes ont été effectuées dans les deux villages étudiés de la Houay Xon, et dans tous les villages accessibles de la Houay Khan (situés sur la route principale). Ces enquêtes concernent principalement le nombre d'habitant et de têtes de bétail par village, et ont pour but de valider ou corriger les données utilisées comme entrée du modèle, et de calculer les flux de contamination potentiels. Les résultats de ces enquêtes sont présentés dans le tableau suivant (Tableau 8) :

**Tableau 8 Résultats des enquêtes réalisées dans le bassin de la Houay Khan auprès des chefs de village**

	Habitants	Bovins	Buffles	Porcs	Chèvres	Volaille	UBT	UBT/hab	ECB1/UBT
Silalek	1050	332	40	200	90	250	304	0.29	8.79E+09
Tad kacham	2290	750	50	400	60	350	635	0.28	7.78E+09
Beu 10	524	65	13	203	70	1877	105	0.20	2.80E+10
Thinkeo	1082	42	18	0	0	0	42	0.04	3.59E+08
Phonexai	579	382	120	0	0	2000	361	0.62	1.59E+09
Phonsavang	417	15	6	114	0	1974	43	0.10	3.97E+10
HouayKhang	196	46	9	0	22	450	43	0.22	4.34E+09
HouayKhot	475	47	12	0	0	2000	51	0.11	9.11E+09
Nakha	275	107	31	0	30	2500	112	0.41	6.21E+09
<b>Total obs</b>	<b>6888</b>	<b>1786</b>	<b>299</b>	<b>917</b>	<b>272</b>	<b>11401</b>	<b>1695</b>	<b>0.25</b>	

Notes : (1) UBT : Unité de Bétail Tropical (1UBT=250 kg, [FAO, 1999](#))

(2) ECB1 : Flux d'Ecoli produit par le bétail

Le nombre d'habitants par village dans notre base de données initiale est issu d'un recensement effectué en 2005 par les autorités locales. Les chiffres donnés par les chefs de village datent quant à eux de 2010 ou 2011, et montrent que le recensement ancien sur lequel nous nous sommes appuyés sous-estime la population de 83 % (5725 hab). Nous avons donc corrigé ces données en conséquence.

En ce qui concerne le bétail, la comparaison doit être faite sur tout le bassin (les données issues de la FAO ne permettant pas d'attribuer un nombre de têtes de bétail par village, mais par bassin). Pour chaque village observé, on calcule donc la valeur d'Unité de Bétail Tropical (UBT) par habitant. La moyenne obtenue est extrapolée aux villages non enquêtés du bassin, et l'on calcule le nombre d'UGB en la multipliant par le nombre d'habitants corrigé. Ce calcul recoupe à 30% près les données de la FAO par bassin.

Cependant, le calcul du flux de E.coli par UBT (ECB1/UBT) montre une très grande hétérogénéité selon la composition du cheptel (coeff. de variation = 112 %) : en raisonnant par UBT, on ne prend pas en compte ces différences. Le calcul d'ECB1/hab permet de calculer la contamination relative du bétail par rapport à la population dans un village. Dans les villages enquêtés, la production du bétail représente en moyenne 12 % de la production d'un habitant (0,1 à 31 %), ce qui montre le faible impact du bétail sur la contamination fécale des cours d'eau en présence d'un village. L'impact est par contre potentiellement très fort quand le bétail est présent sur les petits cours d'eau amont aux villages. Le même calcul avec les données issues de la FAO donne une valeur de 37 % de contamination relative. En utilisant les données de la FAO, on surestime donc d'un facteur 3 la contamination par le bétail sur le bassin de la Houay Khan.

#### 5.2.4 Prise en compte des rejets diffus liés à l'élevage

Dans SENEQUE, le principe de calcul des apports diffus est d'affecter une concentration (notamment en E Coli) à chaque composante (superficielle et souterraine) du débit issu de chaque type d'usage de terre. Les classes d'usage du sol sont à définir par l'utilisateur. On distinguera par exemple en termes de contamination fécale les forêts et les zones de pâturage. Cette méthode permet de définir une moyenne qui est censée, sur un bassin versant relativement grand, être représentative de tous les types de contamination. Cependant cette méthode ne tient pas compte du nombre de têtes de bétail sur les zones appropriées à l'élevage, et ne permet donc pas de prendre en compte les contrastes de densité d'animaux entre les différentes zones du bassin versant.

Pour aller plus loin dans la démarche, et en tirant parti des observations de terrain rapportées dans la première partie de ce travail, nous proposons de scinder chaque type d'usage de terres en 3 classes de production d'E. Coli, selon le nombre et le type de bétail présent. Dans chacune de ces classes d'usage du sol, on considère que s'établit un stock d'E. Coli dans le sol proportionnel au nombre et au type de bétail, et inversement relié à la constante de mortalité des E Coli dans le sol. Ce stock est érodé avec les matières en suspension (MES) : on définit donc l'épaisseur de sol dans laquelle se logent les bactéries, puis on calcule le nombre de bactéries qui sont érodées par grammes de MES. Ainsi, SENEQUE peut calculer la concentration en E. Coli dans la rivière de la même manière qu'il gère les concentrations en MES.

A partir des données de la FAO relatives à la densité de bétail au niveau mondial, on a redistribué les têtes de bétail sur les surfaces adaptées au pâturage ou à l'élevage (voir 2.1.7 Bétail). Le flux théorique produit par ce bétail a également été calculé.

On considère que le bétail produit un certain flux d'E. coli qui détermine un stock disponible sur les zones correspondantes du bassin. Ce stock est supposé constant et à l'équilibre car le modèle SENEQUE ne gère pas de stocks variables dans les sols. En toute rigueur, Il faudrait considérer qu'à chaque pluie, le stock est en partie mobilisé et met quelques jours à retrouver son équilibre. Ce temps de retour à l'équilibre (tout comme la valeur du stock lui-même) serait fonction de la constante de mortalité des bactéries fécales.

En milieu aquatique, le taux de mortalité des E. coli est régi par la formule suivante, où  $dT_i$  représente la « sensibilité » de la relation à la température autour de la température optimale  $T_{optimale}$ :

$$k_m(T) = k_{m_{optimal}} * \exp^{-\frac{(T-T_{optimale})^2}{dT_i^2}}$$

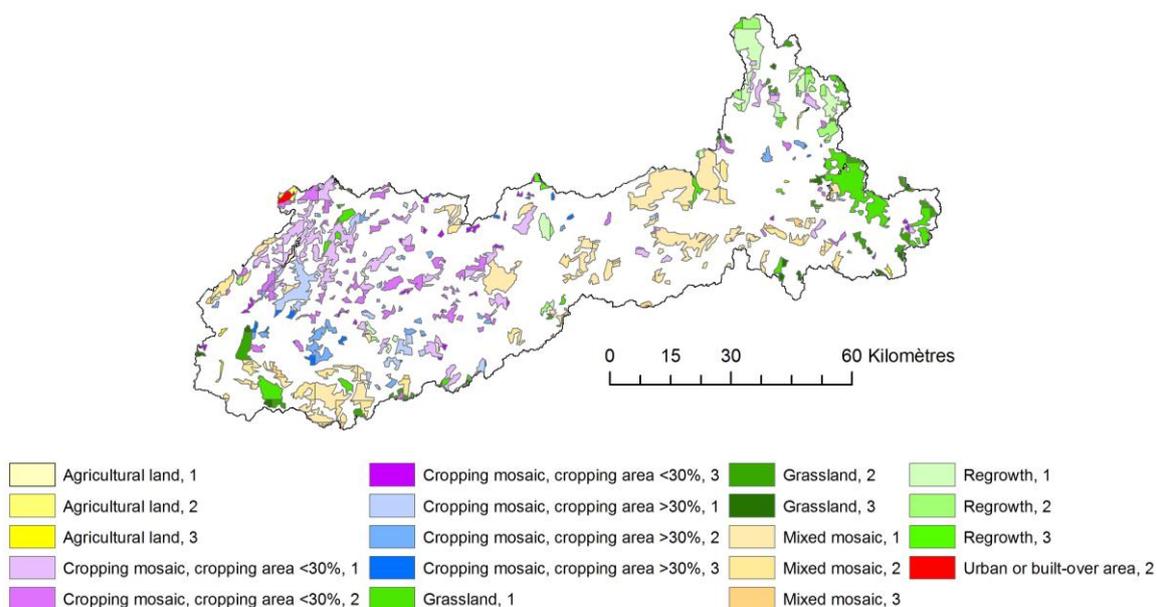
Le taux de mortalité optimal des E. Coli libres a été fixé à  $0,045 \text{ h}^{-1}$  dans SENEQUE (Servais et al, 2007). La mortalité des bactéries attachées est quant à elle moitié inférieure, car elles sont moins soumises au broutage des protozoaires et moins sensibles aux rayons ultra-violet du soleil. Dans le sol, la situation des bactéries est comparable à celle des bactéries attachées dans le réseau hydrographique. En considérant une température moyenne annuelle des sols de  $27^\circ\text{C}$  (Noaa, 2010), on obtient un taux de mortalité  $k_d = 0,023 \text{ h}^{-1}$ , soit  $0.5 \text{ jour}^{-1}$ . Une gamme de  $0.1$  à  $1 \text{ jour}^{-1}$

est sans doute raisonnable comme le montrent les quelques valeurs rapportées dans la littérature (Tate, 1978 ; Jamieson et al., 2002).

Le stock de bactéries accumulé à l'équilibre sur chaque zone du bassin correspond donc à 1 à 10 jours de production. Il met 1 à 10 jours à se reconstituer après chaque épisode d'érosion.

En croisant les classes d'usage du sol avec la densité de bétail calculée en 2.1.7, on obtient alors des densités d'E. coli sur les surfaces adaptées à l'élevage du bétail sur le bassin. Le calcul des 2 quantiles permet ainsi de distinguer 3 classes de densité, la médiane de chaque classe étant prise comme valeur de classe. Ces valeurs sont ensuite corrigées pour obtenir une contribution du bétail par habitant équivalente à la réalité (voir 5.2.3) : faible ( $2,94 \times 10^{11}$  EC/km<sup>2</sup>), moyenne ( $5,54 \times 10^{11}$  EC/km<sup>2</sup>), et forte ( $1,43 \times 10^{12}$  EC/km<sup>2</sup>).

La masse de sol érodable par une pluie est estimée à 20 g/m<sup>2</sup>. On calcule alors le rapport EC/gMES dans la rivière pour les 3 classes précédemment définies : faible (15000 EC/gMES ; 1131 km<sup>2</sup>), moyenne (28000 EC/gMES ; 538 km<sup>2</sup>) et forte (72000 EC/gMES ; 128 km<sup>2</sup>). Le croisement des 3 classes de production avec les classes d'usages de terre permet enfin d'obtenir 19 classes de contamination en E. Coli liées aux MES transportées par le cours d'eau (Fig. 19).



**Figure 29 Nouvelles classes d'usages de terre en fonction de la contamination théorique en E. coli par le bétail et de l'érodabilité des sols**

### 5.2.5 Prise en compte des rejets humains des villages

Les observations réalisées sur la contamination fécale engendrées par les villages ont montré que celle-ci ne présente pas les caractéristiques de sources ponctuelles. Seule une faible fraction (évaluée à 2 %, d'après les observations sur les affluents de la Nam Khan, Houay Khan, et de la Houay Xon, Tableau 9) de la population des villages est directement reliée à la rivière (apport ponctuels) ; le reste est transporté seulement lors des épisodes pluvieux, selon les mêmes mécanismes que les apports diffus liés à l'élevage. Il est donc indispensable de transformer les rejets ponctuels que sont théoriquement les villages en rejets diffus. Pour cela, à chaque village est associé une surface circulaire, d'aire proportionnelle à la population, selon la formule : surf

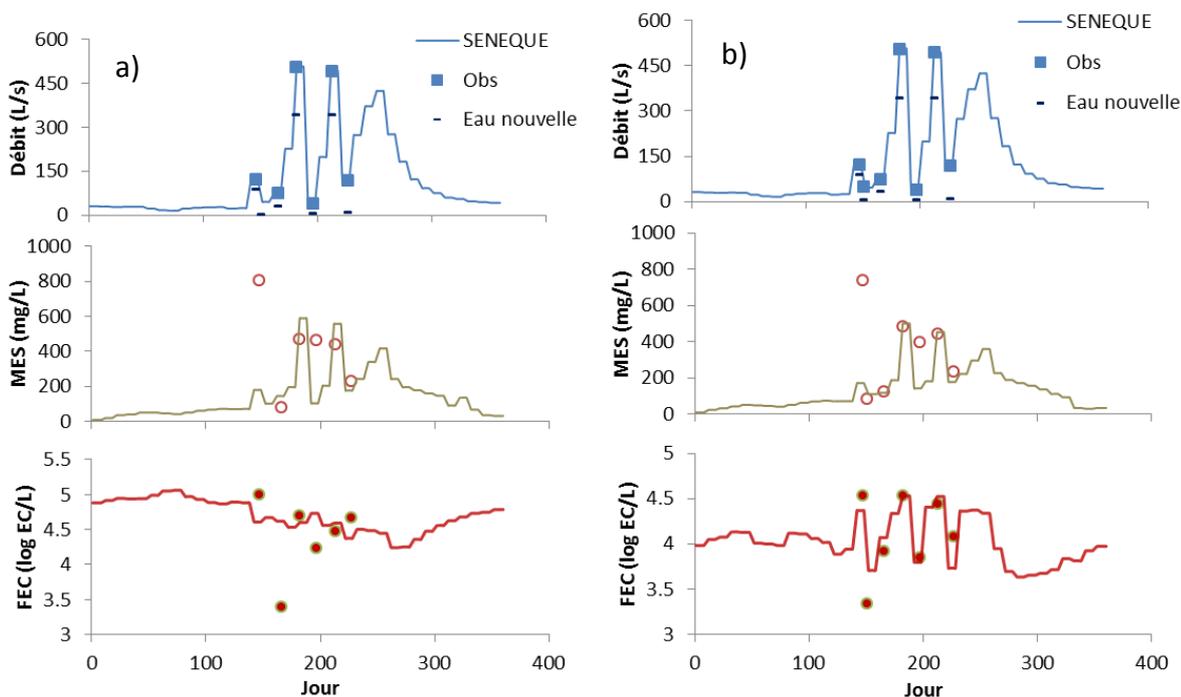
(km<sup>2</sup>) = 0,0025\*Pop, de telle sorte que pour un village de 300 hab., le rayon soit de 0,5 km. La couche ainsi créée est superposée dans SENEQUE à la couche d'usage des terres, et on attribue une très forte valeur de MES à ces surfaces très sensibles à l'érosion, et une émission de bactéries fécale correspondante.

**Tableau 9 Contamination théorique et observée dans le bassin de la Nam Khan, pour les affluents peuplés**

	Surface	Population	Concentration	Débit	Flux théorique	Flux observé	Obs/théo
	% du bassin	% du bassin	EC/100 mL	L/s	EC/jour	EC/jour	%
A1	0.10	5.1	36000	56	9.16E+13	1.74E+12	1.901
A2	0.40	0.9	405	38	2.77E+13	1.33E+10	0.048
A4	0.29	0.6	10400	47	1.41E+13	4.22E+11	2.984
A6	3.27	10.6	7100	565	2.51E+14	3.47E+12	1.383
A7	6.06	4.8	980	941	1.55E+14	7.96E+11	0.513
A8	15.14	14.3	395	22400	5.68E+14	7.64E+12	1.346
A10	0.97	0.4	350	137	1.30E+13	4.13E+10	0.317
A11	2.13	3.1	330	1326	9.20E+13	3.78E+11	0.411
A6-A1	0.17	0.7	36500	19	1.50E+13	5.91E+11	3.929

### 5.3 Validation

On valide le modèle grâce aux données obtenues lors des deux campagnes de mai sur la Nam Khan et des données issues du monitoring (tous les 15 jours) à Ban Mout, station de référence, suffisamment éloignée de l'influence du Mékong, pour la mesure du débit.



**Figure 30 Calage du modèle en a) NK 2 (Exutoire de la Nam Khan) et b) NK20 (Ban Mout)**

La simulation des MES est correcte pour toutes les données sauf pour la décade 15 qui correspond au premier saut de débit de l'année s'accompagnant d'une importante remise en suspension des particules sédimentées au fond du cours d'eau, que le modèle rend mal. Le modèle rend cependant bien compte de la différence de contamination en E. Coli entre les 2 profils.

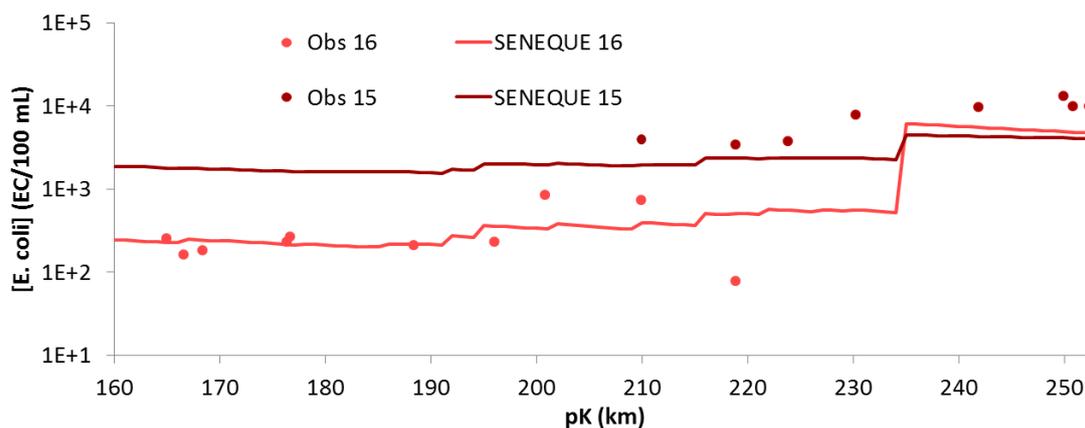


Figure 31 Calage du modèle sur le profil du 31 mai (Nam Khan)

Sur l'ensemble des observations disponibles sur les divers affluents, profils et points de monitoring, la comparaison avec les valeurs calculées par le modèle montre une corrélation très satisfaisante en ce qui concerne la contamination fécale, même si le modèle rend moins bien les concentrations en MES (Fig. 32).

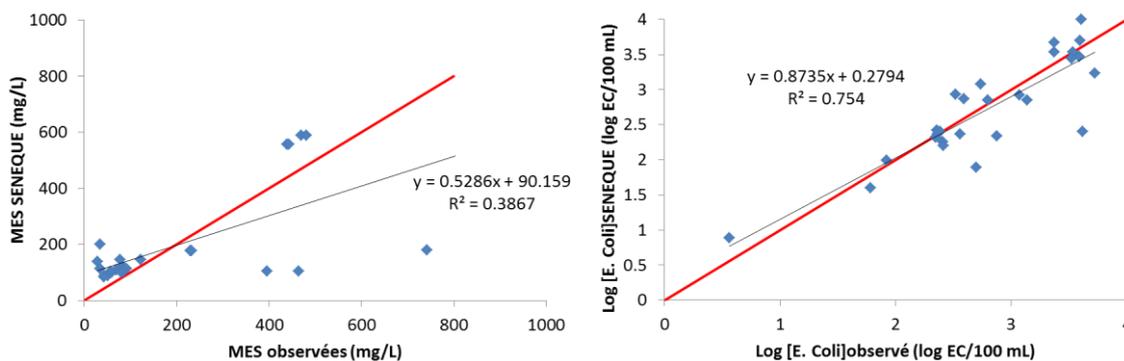


Figure 32 Corrélation entre les MES et les concentrations en E. coli observées et modélisées

La figure 33 montre, à titre d'exemple, l'état de contamination en bactéries fécales calculé par le modèle pour l'ensemble du bassin au début du mois de juillet (décade 19) par fort débit.

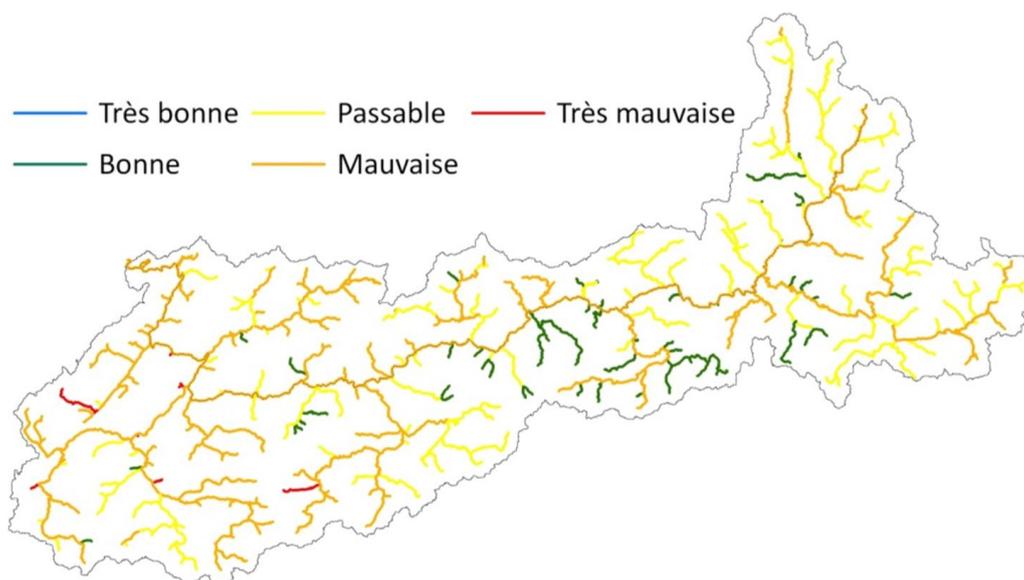


Figure 33 Etat de contamination en E. coli dans le bassin en 2011 (décade 19, débit max : 505 m<sup>3</sup>/s)

## 5.4 Scénarios

Ainsi validé, le modèle SENEQUE permet de tester des scénarios d'évolution future de la contamination du bassin. Les scénarios suivant ont été envisagés :

**Scénario 1 : Statu quo.** Les crises économiques successives accroissent la pauvreté du Laos. Le système actuel de contamination reste tel qu'il est et aucune infrastructure d'assainissement n'est mise en place.

**Scénario 2 : Tout ponctuel.** En moins de 10 ans, tous les habitants sont raccordés à la rivière (l'objectif est de passer à 80 % en 2020 au niveau national (World Bank, 2006)) : la pollution diffuse des villages devient ponctuelle. On imagine alors 2 sous-scénarios :

**2.1 : Population à majorité rurale.** Le développement massif de l'éco-tourisme permet aux villages de dégager de nouveaux revenus indépendants des contraintes naturelles de l'agriculture. La population reste donc à majorité rurale mais avec un accès plus important aux commodités, via la construction de nouvelles routes et d'infrastructures. Un assainissement rustique par lagunage peut se mettre en place

**2.2 : Migrations de populations autour de Luang Prabang.** L'urbanisation grandissante de la population mondiale n'épargne pas le Laos. En 2050, 68 % de la population réside aux alentours de Luang Prabang, contre 30 % en 2011 (FAO, 2011). Les nouveaux habitants urbains drainent les eaux usées directement vers la Nam Khan. Des infrastructures d'assainissement sont construites.

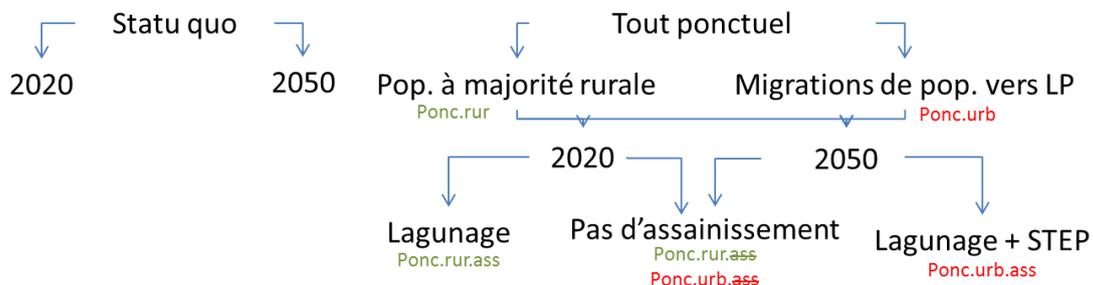


Figure 34 Scénarios d'évolution future de la contamination de la Nam Khan envisagés dans le modèle SENEQUE

Tous les scénarios prennent en compte l'augmentation de la population et du tourisme, estimés respectivement à 2 % par an (National Statistics Centre, 2005) et 3,8 % par an jusqu'en 2020 (World Travel & Tourism Council, 2011). 2 échéances sont visées, à court-terme (2020) et moyen terme (2050).

### Scénario Statu quo :

En 2011, à fort débit, 71 % des cours d'eau ont un état « mauvais » selon la classification SEQ-Eau, donc sont logiquement inaptes à la plupart des usages. Seuls les cours d'eau au milieu du bassin ont une qualité correcte, du fait de la faible densité de population. On remarque que la contamination est reliée au débit dans le secteur amont (NK20) et anti-corrélée en aval (NK2). En amont, seule une faible fraction des villages rejettent directement dans la rivière, et la contamination est importante surtout par temps de pluie. En aval, on voit la contribution des eaux

usées de Luang Prabang, qu'on a considéré comme des rejets ponctuels. La contamination est donc plus forte lorsque le débit est faible. Au final, ce scénario de statut quo ne s'accompagne, du fait de la croissance de la population que d'une augmentation limitée de la contamination : la situation n'est guère catastrophique par rapport à la situation actuelle (Fig.35).

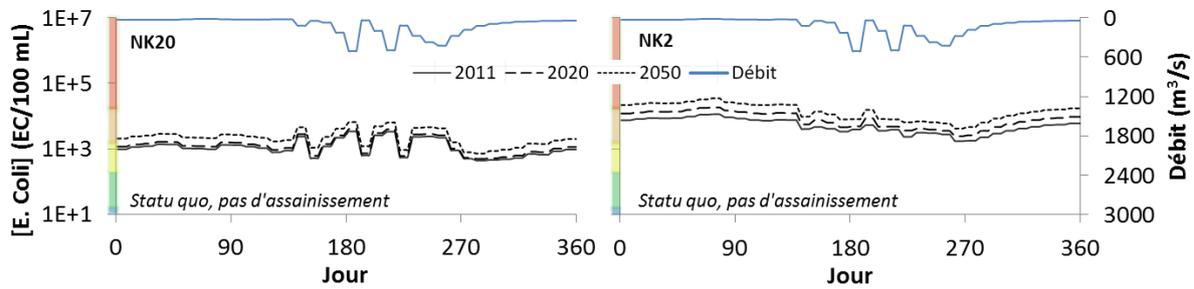


Figure 35 Scénario 1 : Statu quo

### Scénario Ponc.rur

**Ponc.rur.ass** : Le raccordement direct des habitations à la rivière en l'absence d'assainissement crée une augmentation significative de la contamination en NK2 (exutoire de la Nam Khan) qui passe d'un niveau de contamination mauvais à très mauvais (Fig. 36) C'est cependant en amont (NK20) que l'impact est le plus fort : en 2020, on atteint en étiage une très mauvaise qualité des eaux, alors que la qualité actuelle est passable. Cette évolution a également pour effet de modifier la période de plus forte contamination du réseau hydrographique dans le secteur amont. Le bassin entier se comporte alors comme le secteur de Luang Prabang : plus le débit est faible, plus l'eau est contaminée. Or c'est en saison sèche que la pression sur la ressource est la plus forte : le risque sanitaire est donc accru.

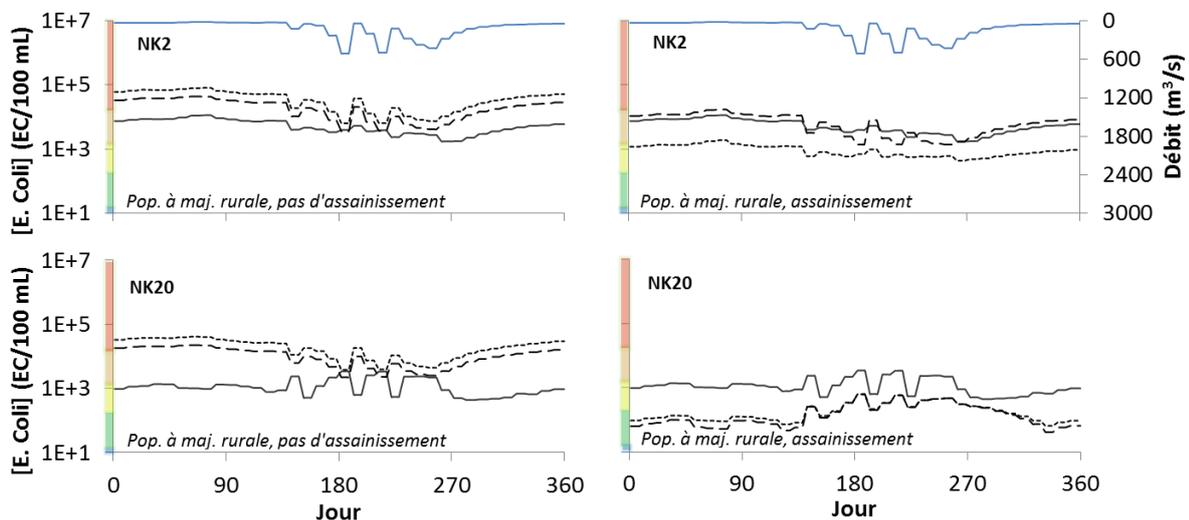


Figure 36 Scénarios Ponc.rur.ass et Ponc.rur.ass à l'exutoire de la Nam Khan (NK2) et à Ban Mout (NK 20)

**Ponc.rur.ass** : L'assainissement par lagunage en sortie des villages est très efficace puisqu'il permet de restaurer une bonne qualité de l'eau en étiage en NK20. Par temps de pluie, la contamination se révèle plus forte mais sans présenter un réel danger à cause de la contribution diffuse en provenance des surfaces contaminées par le bétail. Le peu de différence entre 2020 et 2050 montre de plus que ce système est durable.

A l'exutoire de la Nam Khan, une simple STEP pour les habitations du centre historique plus aval devrait permettre de maintenir un niveau de qualité passable. Si elle est difficilement envisageable d'ici à 2020, on montre que l'assainissement par lagunage en amont a un effet très positif sur le tronçon en réduisant d'un facteur 2,5 les maxima en saison sèche : on reste ainsi dans des concentrations comparables à 2011

### Scénario Ponc.urb

En NK20, la situation est similaire à celle du scénario **Ponc.rur**.

En NK2, les concentrations sont déjà hautes en 2011, et atteignent presque 250 000 EC/100 mL en 2050 (Fig. 37) ! Dans ce contexte, il semble difficile de se passer d'assainissement dans le cadre d'un projet de développement et d'attrait touristique. 2 STEP de 100 000 et 50 000 EH (équivalents-habitants) seraient alors nécessaire pour obtenir une eau correcte au niveau microbiologique, ce qui représente un investissement très important.

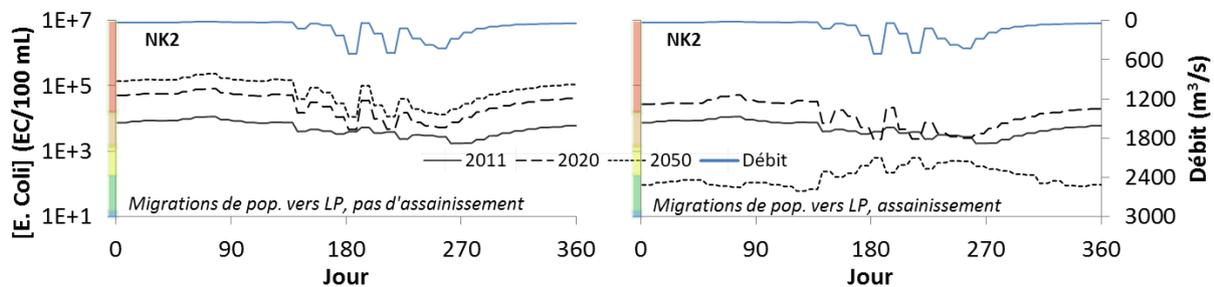


Figure 37 Scénarios Ponc.urb.ass et Ponc.urb.ass en NK2

La figure 38 montre les maxima de contamination fécale obtenus sur le bassin pour chaque scénario dans diverses conditions de débit, en 2050 :

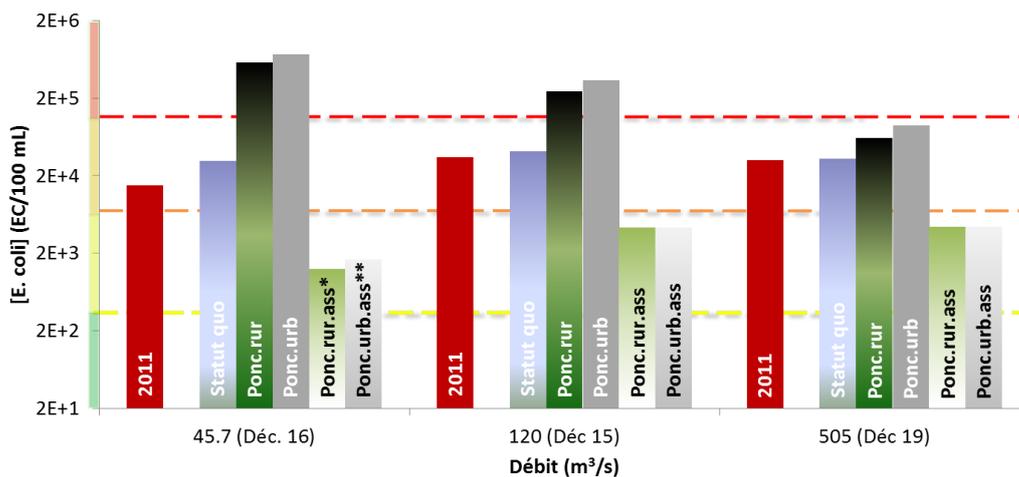
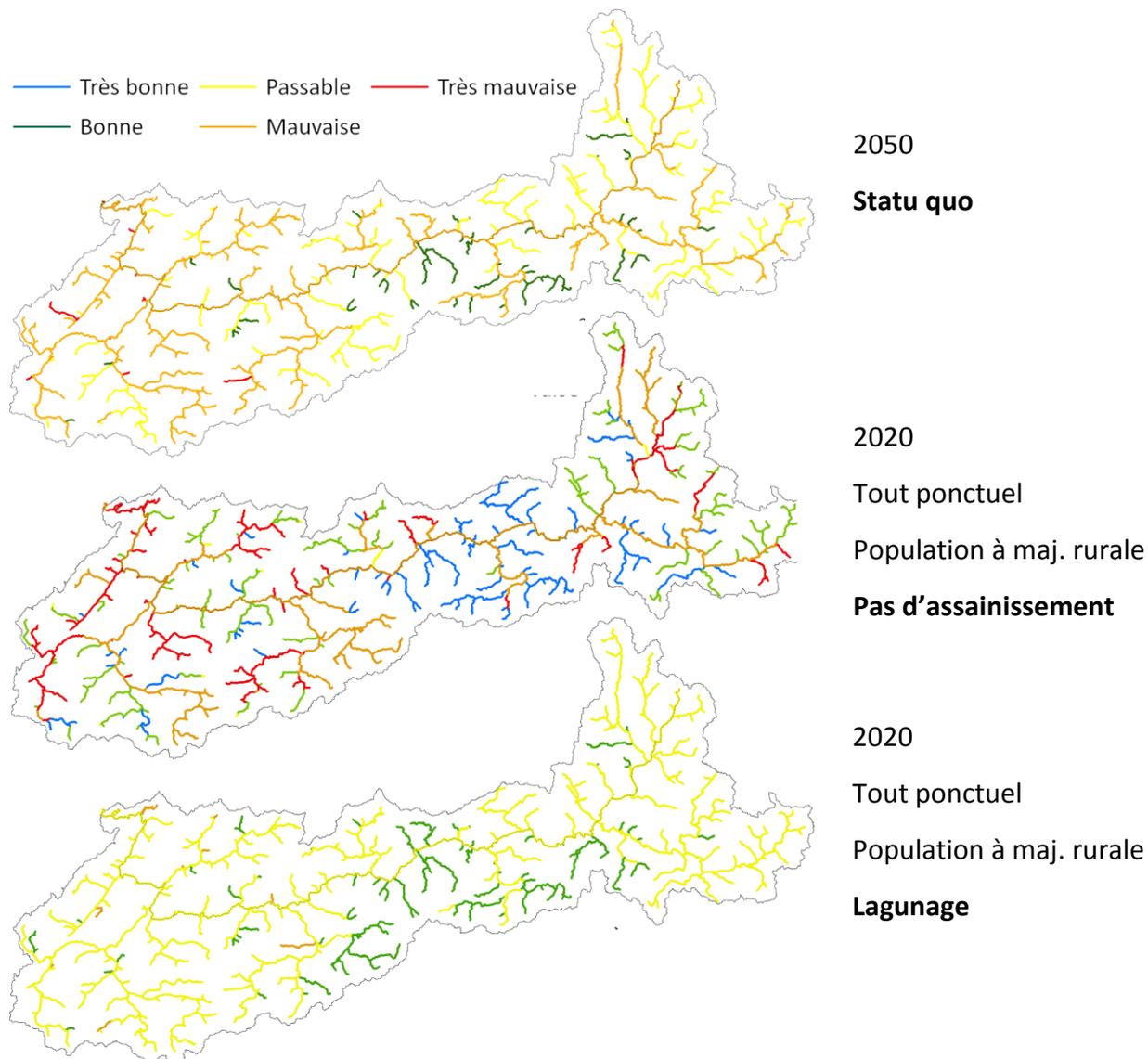


Figure 38 Maximas de concentration en E. coli sur le bassin obtenus pour chaque scénario dans différentes conditions de débit en 2050 (\* Lagunage villages + STEP à LP ; \*\* Lagunage villages + 2 STEP à LP)

L'effet catastrophique du « tout ponctuel » ressort nettement de ces tendances, avec notamment un maximum en saison sèche très alarmant. Ainsi, le statut quo est préférable en cas d'impossibilité d'investir dans des structures adéquates à l'épuration des eaux usées. Ce scénario paraissant peu probable, on propose deux types d'assainissement réalistes pour le bassin : le

lagunage en sortie des villages pour 2020, et l'épuration par STEP à Luang Prabang pour 2050. Ces infrastructures permettent d'abattre la concentration en dessous du niveau actuel, et de restaurer tous les cours d'eau vers une qualité au minimum passable.

Les cartes ci-dessous (Fig. 39) permettent de visualiser la contamination à l'échelle de tout le bassin, pour 3 des scénarios envisagés :



**Figure 39** Cartographie de la qualité bactériologique de l'eau à travers tout le bassin dans différents scénarios

Les résultats de ces scénarios montrent l'importance d'anticiper les évolutions futures et d'élaborer un plan d'assainissement sur le bassin pour les années à venir. Les risques d'aggravation de la contamination fécale ne sont en effet pas tant liés à l'accroissement démographique futur, mais plutôt à l'évolution probable de la répartition de la population entre zones rurales et zones urbaines et des modes de gestion traditionnels des eaux usées, qui pourraient transformer ce qui est aujourd'hui une pollution diffuse assez peu préoccupante en une pollution ponctuelle qui le serait bien davantage.

## 6 Conclusion & perspectives

---

La plupart des travaux menés sur la contamination fécale des cours d'eau concernent des bassins versant occidentaux, urbanisés et en régime tempéré. Dans ces bassins, le rôle des apports ponctuels urbains est en général largement prédominant. Peu de travaux, par contre, ont été menés jusqu'ici sur la contamination en bactéries fécales dans les milieux ruraux tropicaux. Ce travail exploratoire a permis, grâce à des observations et des mesures de terrain réalisées en mai-juillet 2011, de mettre en évidence les principaux mécanismes de contamination en germes fécaux dans le bassin de la Nam Khan. Contrairement aux bassins urbains tempérés, la contamination fécale est ici majoritairement diffuse, dominée par les apports liés au ruissellement sur les surfaces contaminées par les hommes et le bétail. Ces observations nous ont permis de renseigner et d'adapter au mieux le modèle SENEQUE, afin d'extrapoler la contamination à l'ensemble du bassin de la Nam Khan.

La simulation satisfaisante de l'ensemble de nos mesures par le modèle ainsi adapté a permis de tester plusieurs scénarios d'évolution possible de la contamination fécale dans les années à venir, compte tenu de l'accroissement démographique, des mouvements de population, et des changements de modes de gestion des eaux résiduaires. Il apparaît clairement que le plus grand risque sanitaire réside dans le passage de la situation actuelle de pollution diffuse vers une situation de pollution ponctuelle, par le raccordement systématique des habitants vers un réseau de collecte des eaux usées. Si un tel système de collecte était amené à se développer, il devrait impérativement s'accompagner d'infrastructures d'épuration. La solution du lagunage, éventuellement couplée à une phyto-remédiation (bambous) en sortie de chaque village paraît la plus réaliste au vu du contexte actuel. Dans le long terme, une STEP pourrait régler les problèmes de contamination au niveau de Luang Prabang, à condition que l'extension de la ville soit limitée.

Des efforts devraient être déployés afin d'améliorer la compréhension des mécanismes de disparition et de sédimentation des bactéries fécales, et d'en quantifier les effets dans notre milieu. Ceux-ci jouent probablement un rôle prépondérant dans la distribution de la contamination et sa remédiation. Le rôle éventuel des plantes fixatrices tel que le riz devrait également être mieux étudié.

## 7 Bibliographie

---

- American Society of Agricultural Engineer. (2003). *Manure Production and Characteristics*. ASAE Standard.
- Barcina I., Gonzales J., Iriberry J., Egea L. (1989). Effect of visible light on progressive dormancy of *Escherichia coli* cells during the survival process in natural fresh water. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 55, 246–51.
- Billen G. and Garnier J. (2000). Nitrogen transfers through the Seine drainage network, a budget based on the application of the 'Riverstrahler' model. *Hydrobiologia*, Vol. 410, 139–150.
- Billen G., G. J. (1994). Modelling phytoplankton development in the entire drainage network: the Riverstrahler model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, Vol. 289, 117–37.
- Chao W.L. (2006). Evaluation of Colilert-18 for the detection of coliforms and *Escherichia coli* in tropical freshwater. *Letters in Applied Microbiology*, Vol. 42, 115–120.
- Chapman T.G and Maxwell A.I. (1996). Baseflow separation – comparison of numerical methods with tracer experiments. Institute Engineers Australia National Conference, 539-545.
- Colwell R.R., Brayton P.R., Grimes D.J., Roszak D.B., Huq S.A., Palmer L.M. (1985). Viable but non-culturable *Vibrio cholerae* and related pathogens in the environment: implication for release of genetically engineered microorganisms. *Biotechnology*, Vol. 3, 817–20.
- Colwell R.R., Brayton P.R., Grimes D.J., Roszak D.B., Huq S.A., Palmer L.M.. (1985). Viable but non-culturable *Vibrio cholerae* and related pathogens in the environment: implication for release of genetically engineered microorganisms . *Biotechnology*, Vol. 3, 817–20.
- Directive 2006/7/CE du parlement européen et du conseil du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive 76/160/CEE. (s.d.).
- Duncan K.E., Ferguson N., Kimura K., Zhou X. & Istock C.A. (1994). Fine-scale genetic and phenotypic structures in natural populations of *Bacillus subtilis* and *Bacillus licheniformis* :important implications for bacterial evolution and speciation. *Evolution*, Vol. 48, 2002-2025.
- Dupray E., Pommepuy M., Derrien A., Caprais M.P., Cormier M. (1993). Use of Direct Viable Count (DVC) for the assessment of survival of *E.coli* in marine environments. *Water Science and Technology*, Vol. 27, 395-399.
- Edberg S.C., Rice E.W., Karlin R.J., and Allen M.J. (2000). *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 88, 106S–116S.
- FAO. (1999). Unités de Bétail Tropical (UBT). Récupéré sur Food and agriculture organization: <http://www.fao.org>
- FAO. (2007). Gridded livestock of the world 2007 by G.R.W. Wint and T.P Robinson. Rome, pp 131.
- Fiksdal. L and Tryland I. (2008). Application of rapid enzyme assay techniques for monitoring of microbial water quality. *Environmental Biotechnology*, Vol 19., 289-294.
- Garcia-Armisen T., Lebaron P. and Servais P. (2005).  $\beta$ -D-glucuronidase activity assay to assess viable *Escherichia coli* abundance in freshwaters. *Letters in Applied Microbiology*, Vol. 40, 278–282.
- Garcia-Lara J., Menon P., Servais P., Billen G. (1991). Mortality of fecal bacteria in seawater. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 57, 885–8.
- Garnier J. and Billen G. (2002). The Riverstrahler modelling approach applied to a tropical case study (The Red–Hong-River, Vietnam), nutrient transfer and impact on the coastal zone. *SCOPE*, Vol 12, 51–65.
- Garnier J., Billen G., Hannon E., Fonbonne S., Videnina Y., Soulie M. . (2002). Modeling transfer and retention of nutrients in the drainage network of the Danube River. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 54, 285–308.

- Garnier J., Billen G., Sanchez N., Leporcq B. (2000). Ecological functioning of the Marne dam (upper Seine basin, France), *Regulated rivers. Research & Management*, Vol. 16, 51–71.
- Gentry and al. (2006). *Escherichia coli* Loading at or Near Base Flow in a Mixed-Use Watershed. *Journal of Environmental Quality*, 35:2244–2249.
- Gentry R.W., McCarthy J., Layton A., McKay L., Williams D., Koirala S.R, and Sayler G.S. (2006). *Escherichia coli* loading at or near base flow in a mixed-use watershed. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 35, 2244–2249.
- George I. , Petit M. et P.Servais. (1999). Nouvelles méthodes pour l'étude des bactéries fécales appliquées au bassin de la Seine. Rapport d'activité du programme scientifique PIREN-Seine pour l'année 1998, thème 4 "Dynamique des microorganismes et de la matière organique dans les systèmes urbains", Servais P. & Tusseau M.-H., eds), CNRS, Vol. 4, 36–46.
- George I., Crop P, Servais P. (2002). Fecal coliform removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. *Water Research*, Vol. 36, 2607-2617.
- George I., Anzil A., Servais P. (2004). Quantification of fecal and coliform inputs to aquatic systems through soil leaching. *Water Research*, Vol. 38, 611–618.
- Grimes D.J. and Colwell R.R. (1986). Viability and virulence of *Escherichia coli* suspended by membrane chamber in semitropical ocean water. *FEMS Microbiology Letters*, Vol. 34, 161–5.
- Hartman P.A. (1989). The MUG (glucuronidase) test for *E. coli* in food and water. *Rapid Methods and Automation in Microbiology and Immunology*, pp. 290-308.
- Iqbal S., Robinson J., Deere D., Saunders J.R, Edwards C., Porter J. (1997). Letters of Applied Microbiology. Efficiency of the polymerase chain reaction amplification of the uid gene for detection of *Escherichia coli* in contaminated water, Vol. 24, 498-502.
- Jamieson R.C., Gordon R.J., Sharples K.E., Stratton G.W. and A. Madani . (2002). Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: A review. *Canadian Biosystems Engineering*, Vol. 44 1.1-1.9.
- Jamieson R.C., Joy D.M., Lee H., Kostaschuk R., Gordon R.J. (2005). Resuspension of sediment-associated *Escherichia coli* in a natural stream. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 34, 581–589.
- Jensen P.K., Aalbraek B., Aslam R. and Dalsgaard A. (2001). Specificity for field enumeration of *Escherichia coli* in tropical surface waters. *Journal of Microbiological Methods*, Vol. 45, 135–141.
- Kay D., Bartram J., Pruss A., Ashbolt N., Wyer M.D., Fleisher J.M., Fewtrell L., Rogers A. and Rees G. (2004). Derivation of numerical values for the WorldHealth Organization guidelines for recreational waters. *Water Research*, Vol. 38, 1296-1304.
- Lebaron P., Henry A., Lepeuple A.-S., Pena G. and Servais P. (2005). An operational method for real-time monitoring of *E. coli* in bathing waters. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 50, 652–659.
- Le T.P.Q., Billen G, Garnier J., Théry S., Ruelland D., Nguyem X.A. & Chau V.M. (2010). Modelling nutrient transfer in the sub-tropical Red River system (China and Vietnam): implementation of the Seneque/Riverstrahler model. *J. Asian Earth Sciences*. 37: 259-274
- Lee J.Y. and Deininger R.A. (2004). Detection of *E. coli* in beach water within one hour using immunomagnetic separation and ATP bioluminescence. *Luminescence*, Vol. 19, 31-36.
- Matthess G. , Pekdeger A. and Juergen S. . (1988). Persistence an transport of bacteria and viruses in groundwater – A conceptual evaluation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 171-188.
- MEDD & Agences de l'eau. (2003). Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-Eau).
- Mekong River Commission and Laos National Mekong Committee. (2002). Nam Khan River Basin : Case study & project ideas.

- Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire. (2011). Récupéré sur <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/>
- National statistics center. (1997). Population projections. Récupéré sur Lao statistics bureau: <http://www.nsc.gov.la>
- Noaa. (2010, Octobre). Monthly climatic data for the world. Us Department of commerce.
- Pisciotta J.M., Rath D.F., Stanek P.A., Flanery D.M. and Harwood V.J. (2002). Marine bacteria cause false-positive results in the Colilert-18 rapid identification test for *Escherichia coli* in Florida waters. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 68, 539–544.
- Pommepuy M., Guillaud J.F., Dupray E., Derrien A., Le Guyader F., Cormier M. (1992). Enteric bacteria survival factors. *Water Science and Technology*, Vol. 25, 93-103.
- Prats J., Garcia-Armisen T., Larrea J. and Servais P. (2007). Comparison of culture-based methods to enumerate *Escherichia coli* in tropical and temperate freshwaters. *Letters in Applied Microbiology*, 0266-8254.
- Regnault B., Martin-Delautre S., Lejay-Collin M., Lefèvre M. and Grimont P.A.D. (2000). Oligonucleotide probe for the visualization of *Escherichia coli*/*Escherichia fergusonii* cells by in situ hybridization: specificity and potential application. *Research in Microbiology*, Vol. 151, 521–533.
- Ribolzi O., Andrieux P., Valles V., Bouzigues R., Bariac T., Voltz M. (2000). Contribution of groundwater and overland flows to storm flow generation in a cultivated Mediterranean catchment. Quantification by natural chemical tracing. *Journal of Hydrology*, Vol. 233 , 241-257.
- Ribolzi O., Valles V., Bariac T. (1996). Comparison of hydrograph deconvolutions using residual alkalinity, chloride and oxygen-18 as hydrochemical tracers . *Water Ressource Research*, Vol. 32, 1051-1059.
- Rosebury T. (1962). *Micro organisms Indigenous to man*. Mc Graw-Hill.
- Rozak D.B. and Colwell R.R. (1987). Survival strategies of bacteria in the natural environment. *Microbiological reviews*, Vol 51, 365-79.
- Servais P., Billen G., Goncalves A., and Garcia-Armisen T. (2007). Modelling microbiological water quality in the Seine river drainage : past, present and future situations. *Hydrology and Earth System Sciences*, Vol. 11, 1581–1592.
- Tate R.L. (1978). Cultural and Environmental Factors Affecting the Longevity of *Escherichia coli* in Histosols. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 35 p. 925-929.
- Thornton C.I., Abt S.R., Clary W.P. (2007). The vegetation influence on small stream siltation. *Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 33, 1279–1288.
- Van Poucke S.O. and Nelis H.J. (2000). Rapid detection of fluorescent and chemiluminescent total coliforms and *Escherichia coli* on membrane filters. *Journal of Microbiology Methods*, Vol. 42, 233–24.
- Venkateswaran K., Murokoshi A. and Satake M. (1996). Comparison of commercially available kits with standard methods for the detection of coliforms and *E. coli* in foods. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 62, 2236–2243.
- Watkins W., Rippey S., Clavet C., Kelley-Reitz D. and Burkhardt W. (1988). Novel compound for identifying *E. coli*. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 54, 1874–1875.
- World Bank, Water and Sanitation Program by Hutton G, Larsen B, Leebouapao L, Voladet S. (2009). Economic impacts of sanitation in Lao PDR.
- World Health Organisation. (2008). Guidelines for drinking-water quality - Third edition incorporating the first and second addenda. Volume 1 recommendations.
- World Travel & Tourism Council. (2011). Travel & Tourism economic impact in Laos.
- Zaccone R., Crisa E. and Caruso G. (1995). Evaluation of fecal pollution in coastal Italian waters by immunofluorescence. *Aquatic Microbial Ecology*, Vol. 9, 79-85.

## Résumé

Aucune étude n'a été consacrée jusqu'à présent à la contamination en germes fécaux d'un réseau hydrographique en zone rurale tropicale. Le risque épidémiologique lié à cette contamination est pourtant très important, dans des pays où l'accès aux soins est difficile comme le Laos. Ce travail exploratoire, basé sur la mesure des E.coli comme germes indicateurs de contamination fécale, a donc permis d'initier la compréhension des mécanismes de contamination en différentes conditions de débit en début de saison humide. A travers les observations de terrain, on montre que les apports sont très faibles par temps sec, en raison d'un système d'évacuation des eaux complexe qui n'a que très peu recours à la collecte et à l'évacuation directe vers les cours d'eau. Ce n'est que lors des événements pluvieux, que le ruissellement sur les surfaces contaminées du bassin apporte un flux d'E. coli important au cours d'eau, et l'on observe ponctuellement des niveaux de contamination alarmants. La modélisation du bassin de la Nam Khan, à l'aide d'une version du modèle SENEQUE adapté dans ce but, permet de rendre compte de ces processus à l'échelle de tout le bassin. Divers scénarios d'évolution future ont été explorés et montrent l'importance capitale d'une bonne gestion des eaux usées dans les années à venir.