

**ETAT DES LIEUX DE LA FLORE ET LA
FAUNE DU CREEK DE LA BAIE NORD
SUITE A UN DEVERSEMENT ACCIDENTEL
D'EFFLUENT INDUSTRIEL
- MAI 2014 -**



AVANT-PROPOS

La nuit du 6 au 7 mai 2014, une fuite d'une solution d'effluent c'est produite sur le site de Vale-NC lors de son transfert entre le bassin de rétention de la raffinerie et l'usine de traitement des effluents. Une partie de cette solution s'est déversée dans le creek de la Baie Nord. Cette dernière contenait un fort volume d'acide chlorhydrique, ainsi que de forte concentration en nickel et cobalt et a entraîné, selon les informations à disposition, une chute drastique du pH ($\text{pH} < 3$) durant plusieurs heures sur une grande partie du linéaire du creek.

Suite aux observations de nombreux poissons et crustacées morts effectués le 08 mai par les agents de la Direction de l'Environnement de la Province Sud, cette direction a mandaté le bureau Biotop pour évaluer l'état de la flore et faune aquatique du creek suite à cet accident.

Cet état des lieux mené une dizaine de jours après l'accident s'est basé sur l'analyse de 3 compartiments clés des biocénoses aquatiques :

- Les algues diatomées : producteurs primaires localisés à la base des réseaux trophiques aquatiques, ces algues sont d'excellents témoins du climat physico-chimiques des masses d'eau douces
- Les macroinvertébrés benthiques : consommateurs primaires ou secondaires, ils constituent également de bon indicateurs de la qualité écologique des masses d'eau en réagissant à la fois à la chimie, mais également à l'hydromorphologie
- Les poissons : consommateurs primaires et secondaires, ils sont relativement sensibles aux fluctuations des conditions de pH des masses d'eau

Le présent rapport présente et discute des résultats des différents inventaires effectués.

SOMMAIRE

<u>1</u>	<u>SYNTHESE DES CONNAISSANCES SUR L'EFFET DE L'ACIDE CHLORHYDRIQUE SUR LES COMMUNAUTES DULCAOUICOLES</u>	<u>4</u>
1.1	DEFINITION DU PRODUIT _____	4
1.2	COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT _____	4
<u>2</u>	<u>MATERIEL & METHODES</u>	<u>8</u>
2.1	DATE ET SITES DE PRELEVEMENT _____	8
2.2	LES PRELEVEMENTS BIOLOGIQUES _____	9
2.3	OUTILS D'ANALYSE _____	16
<u>3</u>	<u>RESULTATS & DISCUSSION</u>	<u>18</u>
3.1	LA FLORE DIATOMEES _____	18
3.2	LES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES _____	22
3.3	LES POISSONS _____	26
<u>4</u>	<u>CONCLUSIONS</u>	<u>30</u>

1 SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR L'EFFET DE L'ACIDE CHLORHYDRIQUE SUR LES COMMUNAUTES DULÇAQUICOLES

La solution d'effluent qui a fui du site de Vale-NC contenait de fort volume d'acide chlorhydrique. Cet acide constitue, a priori, un des principaux composés chimiques ayant pu avoir un effet sur l'environnement aquatique suite à cet accident.

1.1 DEFINITION DU PRODUIT

Le chlorure d'hydrogène en solution aqueuse (acide chlorhydrique) est utilisé dans de nombreux procédés industriels dont notamment :

- Nettoyage et décapage des métaux,
- Production de chlorure minéraux,
- Extraction et purification de certains minerais,
- Le traitement de l'eau...

Le tableau ci-dessous synthétise les caractéristiques physiques de l'acide sulfurique :

Masse molaire	36,46 g/mol
Température d'ébullition	-85°C
Température critique	Sans objet
Densité de vapeur (air = 1)	1,268
Solubilité dans l'eau douce	A 20°C : $7,25 \cdot 10^2$ g/L
Pression/Tension de vapeur	$4,22 \cdot 10^6$ Pa à 20°C
pH de la solution	Très acide (< 1 (94 à 98%))
Seuil de perception	0,46 mg/m ³ , 0,31 ppm

1.2 COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

1.2.1 ECOTOXICITE DE L'ACIDE CHLORHYDRIQUE

L'acide chlorhydrique est toxique pour la vie aquatique en raison de la diminution de pH qu'il entraîne. Les comparaisons faites par l'UNEP entre la toxicité de cet acide et celles d'autres acides forts tel l'acide sulfurique, ont mis en évidence des effets similaires sur les organismes aquatiques sous-tendant le rôle majeur de la chute de pH entraînée par ces composés.

La plupart des espèces aquatiques ne tolèrent en effet pas un pH en deçà 5,5 sur des périodes prolongées.

Les principales valeurs toxicologiques seuils calculés pour cet acide sont synthétisées dans le tableau ci-après :

Ecotoxicité aigü	
Poisson (<i>Gambusia affinis</i>)	CL ₅₀ (96H) = 282 mg/l (eau douce)
Poisson (<i>Semotilus atromaculatus</i>)	CL ₅₀ (24H) = 60-80 mg/l (eau douce)
Poisson (<i>Lepomis macrochirus</i>)	CL ₅₀ (96H) = 24,6 à 30,09 mg/l (eau douce) soit pH = 3,25
Poisson (<i>Ocorhynchus mykiss</i>)	CL ₅₀ (96H) = 7,45 mg/l (eau douce) soit un pH = 4,12
Crevette (<i>Crangon crangon</i>)	CL ₅₀ (48H) = 260 mg/l (eau de mer)
Algue verte (<i>Selanosum capricornutum</i>)	CE ₅₀ (72H) = 0,0492 mg/l (eau de mer)
Ecotoxicité chronique	
Aucune donnée n'existe sur la toxicité chronique de l'acide chlorhydrique.	

Usuellement en écotoxicologie, à partir de ce qui a pu être déterminé expérimentalement par des essais en laboratoire : les CL₅₀ (Concentration Létale pour 50% de la population) ou les NOEC (No Observed Effect Concentration), l'impact potentiel ou le risque pour l'environnement représenté par le produit étudié, sont extrapolés (NOEC_{impact} ou PNEC (Predicted no effect concentration)). Cette valeur est déduite en appliquant un facteur de sécurité adéquat aux doses (CL₅₀, NOEC_{essai},...) déterminées expérimentalement (Rivière 2006). Le facteur de sécurité appliqué permet ainsi d'intégrer au sein de la PNEC, l'ensemble des causes de variabilité existant dans l'environnement (facteurs abiotiques et biotiques).

Dans le cas des acides, aucune PNEC ne peut être dérivée puisque le pouvoir tampon, le pH et sa fluctuation sont spécifiques à l'écosystème considéré. Il est, en d'autres termes, impossible de déterminer un facteur de sécurité universel tenant compte de l'ensemble des situations rencontrées. Pour estimer l'effet de l'acide sur l'environnement, le pH du milieu récepteur doit être mesuré ou calculé. **Il faut toutefois préciser que la variation d'une unité de pH peut affecter la faune et la flore.**

En ce qui concerne le processus de bioaccumulation de l'acide chlorhydrique par les différents maillons biocénétiques aquatiques, il est important de noter que ce processus n'existe pas : **aucune bioaccumulation n'a été observée (Cedre). De même aucune bioamplification le long des réseaux trophiques aquatiques n'existe.**

1.2.2 RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT

Nous venons de voir que le principal risque écotoxique lié au déversement d'acide chlorhydrique dans le milieu est principalement lié à la modification du pH engendrée par ce dernier. Dans l'environnement et notamment dans l'environnement aquatique, l'acide chlorhydrique étant un acide fort, il va, dès son entrée en contact avec l'eau, se dissoudre totalement en ions chlorure et en ion hydrogène (H^+). C'est la formation de ce dernier composé qui va entraîner la chute du pH.

Son écotoxicité sur les biocénoses aquatiques est donc avant tout liée à son effet sur le pH du milieu. De manière générale, les différentes études menées en milieu tempéré ont montré que les poissons d'eau douce ne survivent pas s'ils sont exposés plusieurs heures à un pH inférieur à 4,5. Certaines espèces d'anguilles et de saumons des fontaines peuvent néanmoins supporter des pH voisins de 4 (Cedre, 2006). En ce qui concerne les insectes aquatiques, composante principale des communautés d'invertébrés benthiques, certaines espèces sensibles disparaissent dès que le pH devient inférieur à 5,5 (Cedre, 2006).

L'effet de l'acide sur le pH et donc indirectement sur les biocénoses, va dépendre du pouvoir tampon du milieu aquatique récepteur. Le pouvoir tampon d'un milieu est sa capacité à maintenir son pH à l'état de référence ou voisin de ce dernier. Il dépend du degré de minéralisation du milieu, c'est-à-dire de sa concentration en sel (Massabuau, 1994). En effet en milieu minéralisé un acide peut réagir avec les différents sels présents pour donner un autre acide volatil et un nouveau sel : ainsi l'équilibre acide-base reste stable (le pH n'est pas modifié). Ceci explique d'ailleurs le fort pouvoir tampon de l'eau de mer.

Dans le cas des creeks néo-calédoniens il faut souligner le faible degré de minéralisation des eaux (oscille généralement entre 50 et 200 $\mu S/cm$) et donc leur faible pouvoir tampon. **Le déversement d'un acide (ou d'une base) aura donc tendance à rapidement modifier le pH du milieu.** Seul l'effet de dilution pourra réduire l'effet de l'acide. Il est également important de mentionner le fait que dans certaines parties des creeks calédoniens le pH peut naturellement avoisiner 4,3 (Dominique, obs. pers.¹). Ces eaux correspondent à des eaux d'infiltration superficielle (écoulement sous cuirasse), qui ressurgissent en surface et s'écoulent ensuite sur la cuirasse. Elles présentent un profil d'eau de pluie (faible minéralisation et pH voisin de 4,5). Notons que ces milieux malgré un faible pH, sont colonisés par certains *taxa* d'invertébrés benthiques tels des larves d'Odonates de la famille des *Megapodagrionidae*, ou des larves de Diptères de la famille des *Chironomidae* (*Orthocladinae* ou *Tanitarsini*).

¹ Observation faite entre autre sur le site minier de Vale Nouvelle-Calédonie (station 4M).

Comme nous l'avons vu ci-dessus l'acide chlorhydrique ne se bioaccumule et ne se bioamplifie pas le long des réseaux trophiques aquatiques. Il faut toutefois noter que ce dernier peut en entraînant le relargage des ions métalliques contenus dans les sédiments générer l'apparition de pollution indirecte par les métaux lourds (Cedre, 2006). Notons à ce sujet qu'une des principales causes de létalité identifiée au sein des cours d'eau sujet à une acidification chronique, est liée au relargage d'ion métallique à partir des sédiments (notamment aluminium) et à leur effet écotoxique sur la faune (Dauvalter, 1995).

Dans le cas de la pollution étudiée, il est important de signaler que nous sommes face à une pollution de type aigüe et de faible durée. En cas de pollution acide, un relargage à partir des sédiments du creek naturellement riches en métaux traces est donc bien susceptible de survenir, mais nous pouvons toutefois supposer que ce phénomène serait de courte durée, une fois le pH revenu à la normale les métaux relargués se recomplexeraient avec les différents ligands présents en solutions. Il faut cependant prendre en considération la présence en forte concentration de nickel et cobalt au sein de la solution d'effluent. Ces ETM en milieu acide ont tendance à rester sous forme d'ions libre (Ni^{2+} et CO^{2+}), forme biodisponible pour les organismes. La durée d'exposition a toute fois été brève et des mécanismes de dépuración sont à envisager au sein des organismes survivants.

2 MATERIEL & METHODES

2.1 DATE ET SITES DE PRELEVEMENT

La campagne de terrain a été effectuée les 19 et 20 mai 2014 soit 12 et 13 jours suite au déversement accidentel. Les échantillonnages diatomées et macroinvertébrés ont eu lieu le 19 mai au matin. Les inventaires poissons ont été conduits le 19 mai après-midi au droit de la station CN-30 non prospectée le matin et le 20 mai au droit des stations CBN-70 et CBN-10.

Lors de cette campagne 3 stations réparties au sein du bassin-versant du creek de la Baie Nord ont été échantillonnées pour chacun des compartiments biologiques cibles. Le choix des stations a reposé sur les critères suivants :

- La disponibilité de données floristiques ou faunistiques pour la période précédent l'accident afin d'être en mesure d'interpréter les résultats obtenus
- Pour les composantes diatomées et macroinvertébrés, sujettes à de brusques variations liées aux conditions climatiques et notamment aux précipitations, la présence d'une station de référence sur un affluent non impactée afin de préjuger de l'impact d'éventuelles précipitations
- Cerner les zones clés de répartition des différentes espèces

Le respect de ces critères nous a donc amené à retenir les stations suivantes pour notre inventaire (cf. Fig.n°1) :

- Pour les diatomées et les invertébrés :
 - Stations 6-BNOR1 et 6-T localisées sur le bras principal par lequel a transité le déversement
 - Station 6-aff02 localisée sur l'affluent Sud comme station de référence
- Pour les poissons dont communautés supportent mieux les variations climatiques les stations ont été positionnées de manière à cibler les zones clés de leur répartition :
 - Station CBN-70 à l'embouchure du creek
 - Station CBN-30 sur la partie basse
 - Station CBN-10 sur la partie médiane du creek

Les parties amont du creek étant difficilement accessibles sans passer par le site industriel, bloqué suite au déversement, elles n'ont pas été retenues pour cet inventaire.



Source : Biotop / Georep Gouvernement Nouvelle Calédonie

Figure n°1 : Localisation des différentes stations échantillonnées les 19 et 20 mai 2014.

2.2 LES PRELEVEMENTS BIOLOGIQUES

2.2.1 LES DIATOMÉES

Le protocole de prélèvements mis en œuvre s'inspire des normes IBD (NF T 90-354) de décembre 2007 et de la norme européenne (NF EN 13946) de juillet 2003 ainsi que des méthodes décrites dans des articles de Kelly et al. 1998 et Prygiel et al. 2002. Cette méthode a été adaptée à la Nouvelle-Calédonie dans le cadre du travail de R&D en cours relatif à la conception d'un indice diatomique calédonien les différentes étapes sont décrites ci-dessous :

Au droit de la station :

P
H
A
S
E

T
E
R
R
A
I
N



Choix de la station :

Prélèvement sur des substrats durs et inertes (cailloux...) en zone lotique bien éclairée de préférence.

Se placer au centre du cours d'eau si possible (sinon au bord) et prélever plusieurs substrats (nombre à définir).

Gratter de biofilm contenant les diatomées avec une brosse à dents. Changer de brosse à chaque station.

Récupérer le « jus » dans un petit pilulier et fixer à l'éthanol puis acheminement au laboratoire.

Une fois les échantillons prélevés et fixés, ils sont ramenés au laboratoire où ils sont traités afin d'être lu en microscopie optique.

P
H
A
S
E

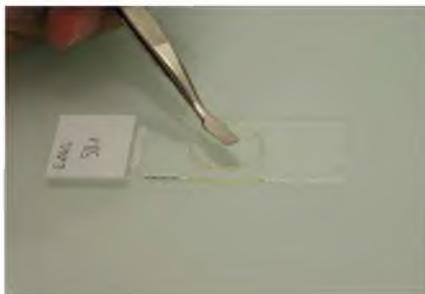
L
A
B
O
R
A
T
O
I
R
E



Nettoyage, destruction de la matière organique à chaud avec eau oxygénée + acide sous hotte aspirante.

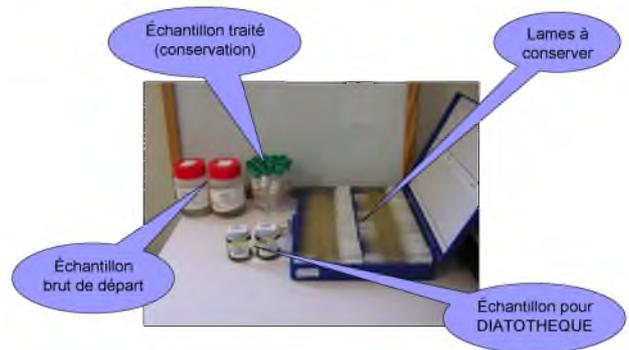


Rinçages successifs à l'eau déminéralisée et récupération des frustules de diatomées nettoyées (culot blanc).



Montage d'une partie des diatomées entre lame et lamelle constituant un enregistrement permanent.

Le restant du culot peut également être conservé dans de petits piluliers avec ajout de conservateurs et stocké en diatothèque.



P
H
A
S
E

A
N
A
L
Y
S
E



Observations des diatomées au microscope grossissement x 1000 en routine. Utilisation du MEB si nécessaire.



Identification et comptages des diatomées présentes (400 individus pour l'IBD mis en œuvre en France métropolitaine). Nombre à définir pour la Nouvelle-Calédonie.



Analyse et traitement des données. Définition des profils écologiques. Mise au point de l'indice.

Les analyses seront effectuées par Julien Marquié qui effectue actuellement sa thèse sur les diatomées de NC.

2.2.2 LES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES

↳ Les prélèvements

Au regard de la physionomie des cours d'eau calédonien, des études menées précédemment sur la macrofaune benthique de Nouvelle-Calédonie et aux vues des résultats attendus par le demandeur (calcul des notes indicielles IBNC et IBS) le matériel suivant a été utilisé :

- **Filet Surber :** le filet surber est constitué d'un cadre métallique qui se déplie en deux sections. Une section sert de support pour le filet à petite maille et l'autre section sert pour délimiter la parcelle échantillon. La section de la parcelle échantillon est de 30 cm par 30 cm, soit 900 cm². La méthode de travail consiste à placer le filet face au courant et à frotter l'ensemble des roches contenues dans la parcelle échantillon.
- **Filet troubleau :** le filet troubleau est constitué d'un cadre métallique relié à un manche de bois. Le cadre métallique a une dimension de 40 cm par 15 cm. Sur ce cadre nous retrouvons un filet à petite maille. La méthode de travail consiste à déplacer le filet sur une distance de 2 m.



L'utilisation de l'ensemble du matériel précité permet l'application de la méthodologie validée par la DAVAR et définie par Mary en 1999 (N. Mary, 1999) et revue en 2011 (Airchambault et Mary, 2011), pour le calcul de l'IBNC et IBS. Cette méthodologie consiste à effectuer 5 prélèvements par station, en milieu lotique.

Cette méthodologie prévoyait initialement que les 5 prélèvements soient regroupés au sein d'un seul et même flacon sur lequel sont reporté le nom de la station, la date et le nom du préleveur. Cette méthodologie a été revue par N. Mary pour **le calcul de l'indice biosédimentaire (IBS)**.

Le transect échantillonné sur la station présente une longueur égale à environ 10 fois la largeur du cours d'eau. Comme préconisé par le protocole d'échantillonnage de la faune benthique appliqué dans le cadre de la DCE européenne, ce transect comprend *a minima* les faciès morphologiques suivants : Radier-Plats-Mouille ou Cascade-mouille en fonction des sites et de la position du tronçon le long du linéaire fluvial. Pour ce suivi, nous avons accordé une attention toute particulière à la description hydrogéomorphologique des stations, c'est-à-dire aux différents types de séquences de faciès présents (Radier-Plats-Mouille ou Cascade-Mouille). Ces séquences conditionnent, en effet, le type de micro-habitat présents et donc la répartition naturelle des différentes espèces indicatrices. A ce jour aucune étude n'existe sur cette répartition naturelle des invertébrés en fonction de l'hydrogéomorphologie et donc aucune donnée n'existe sur la robustesse de l'indice IBS en fonction du type de séquence de faciès au droit duquel il est appliqué. Cette

attention nous permettra d'interpréter au mieux la note obtenue. De manière générale, le début et la fin du transect sont positionnés au droit du même faciès comme préconisé par les directives filles de la DCE applicables à l'évaluation de la qualité écologique des masses d'eau via l'utilisation des invertébrés benthiques et le nouveau guide méthodologique NC.

Les 5 prélèvements ont été effectués de manière à être représentatifs de l'ensemble des couples substrats/vitesse ou microhabitats présents sur la station. Les microhabitats les plus biogènes ont été échantillonnés en priorité. Une attention particulière a été portée à la description des différents micro-habitats et à la macrofaune qui y est associée.

↳ *Conservation des échantillons*

L'ensemble des échantillons collectés a immédiatement été conditionné sur le terrain dans des flacons propres en polypropylène, contenant une solution d'éthanol à 95° diluée². Chaque flacon a été complètement rempli de cette solution. Un morceau de coton a été placé entre le bouchon et la solution, afin d'éviter la présence de bulle d'air. Cette technique permet de préserver au mieux l'intégrité des spécimens collectés (évite que les appendices³ : pattes, branchies, cerques, antennes, soient cassés lors du transport). Ces échantillons sont également placés à l'abri du rayonnement solaire, susceptible d'accélérer la décoloration des échantillons. Suite à leur détermination l'ensemble des spécimens est stocké dans de l'alcool à 95°, au sein de tubes à hémolyse de 5 ml. Cette méthode permet de conserver à long terme les échantillons collectés.

↳ *Collecte des données afférentes à la station*

Au niveau de chaque station, un croquis détaillé de la station avec la localisation des différents faciès présents, a été réalisé. Cela permet de décrire le type de séquence de faciès auquel appartient le tronçon échantillonné (« radier-plat-mouille » ou « cascade-mouille »), ainsi que l'ensemble des micro-habitats présents.

Au niveau de chaque station, un certain nombre de paramètres hydromorphologiques ont été relevés. Cela concerne notamment :

- La description de l'environnement général de la station (végétation riveraine, ombrage, nature géologique du bassin versant, etc.) ;
- L'identification de perturbation du creek à proximité ;

²Ce mode de conservation permet de garder les bêtes collectées en état pendant plusieurs décennies, permettant ainsi un retour *a posteriori* sur l'échantillon si nécessaire.

³Les appendices sont des éléments importants permettant la détermination taxonomique des spécimens collectés.

- La description de la station (longueur, largeur, pente, etc.) ;
- La description des différents habitats présents sur la station (substrats, granulométrie, vitesse du courant) ;
- La description des conditions météorologiques avant et lors du prélèvement.

Les paramètres abiotiques suivant ont également été mesurés *in situ* à l'aide d'une sonde multiparamètres de type Quanta :

- température,
- concentration en oxygène dissous et la saturation,
- conductivité,
- pH,
- turbidité.

↳ Détermination taxonomique des échantillons

Les macroinvertébrés ont été observés séparément sous une loupe binoculaire et identifiés sur la base de pièces anatomiques spécifiques (labium, maxille, mandibules, pattes, griffes tarsales, etc.), à l'aide du « Guide pratique d'identification des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau calédoniens ».

Cette détermination a été effectuée au sein de notre laboratoire de nouméa et validée en par le Dr. en Ecotoxicologie Dominique Yannick⁴, spécialisé notamment sur la faune benthique tropicale et équatoriale.

⁴Elaboration de la clé de détermination des macroinvertébrés de Guyane française (Orth, Dominique et Thomas, 2000). Description de plus de dix espèces nouvelles et de 2 genres nouveaux d'invertébrés aquatiques pour la science.

2.2.3 LES POISSONS

Les poissons et crustacées ont été échantillonnés par pêche électrique, technique la moins traumatisante pour ces organismes. Cette technique de pêche consiste à faire passer un courant électrique dans l'eau pour attirer les poissons à la surface en vue de les capturer en vie dans une épuisette. Les poissons se trouvant dans la zone du champ électrique sont paralysés et s'orientent vers l'anode ou tombent sur le fond. Cette technique, permet de collecter l'ensemble des poissons présents au sein de la zone prospectée. De par son caractère non létal elle permet de pratiquer une étude non destructive des communautés. L'appareil qui sera utilisé lors de cette mission est un appareil portatif « Martin-Pêcheur », autonome, fonctionnant sur batterie. La puissance électrique délivrée par cet appareil permet de pêcher dans des eaux présentant une faible conductivité (50 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Il permet également de limiter la tétanie des espèces, garantissant ainsi un rétablissement optimum de ces dernières suite à leur remise à l'eau. Les campagnes seront réalisées selon les normes **AFNOR ENV-14 011 et XP T 90-383**. Au regard de la physionomie attendue du cours d'eau (largeur inférieure à 8 m et profondeur moyenne inférieure à 1 m) et de l'objectif de la mission (inventaire exhaustif des populations présentes), une pêche complète sera effectuée au droit de chacune des stations.

2.3 OUTILS D'ANALYSE

Lors de cette phase nous nous proposons de caractériser l'existence d'un impact lié à l'accident sur la qualité écologique des creek. Pour ce faire nous nous proposons d'analyser les résultats faunistiques obtenus au droit des stations suivies au regard des résultats qui ont été acquis avant l'accident sur ces mêmes stations. Pour les diatomées et macroinvertébrés, la station 6-Aff servira d'étalon afin de constater l'existence de fluctuations naturelles des communautés entre les deux périodes d'analyses.

Pour ce travail nous nous proposons d'utiliser l'ensemble des descripteurs de l'état de santé des communautés. Les différentes métriques utilisées seront :

- Abondance relative de chaque taxon ;
- Richesse spécifique (= nombre total de taxon et indice de Margalef) ;

- L'indice Ephéméroptères/Trichoptères (ET⁵) : indiquant la contribution relative de ces taxa, généralement plus sensibles aux variations du milieu, à l'ensemble de la communauté. Cet indice sera couplé avec l'indice Chironome.
- L'indice Chironome : Cet indice, couplé à l'indice précédent est un bon indicateur de la qualité du milieu. En effet, les chironomes de part leurs caractéristiques écophysologiques (présence d'hémoglobine dans leur hémolymphe), présentent une importante polluotolérance⁶. Certains milieux, présentant une forte pollution organique et de fait de faibles concentrations en oxygène dissous, ne sont colonisés que par ces derniers.
- L'indice de diversité de Shannon et Weaver : cet indice qui n'est autre que l'entropie de l'échantillon possède donc qualitativement et quantitativement les propriétés requises pour traduire les deux aspects de la diversité (nombre et équi-répartition). Cet indice sera interprété au travers de l'indice d'équitabilité de Pielou, permettant de comparer la diversité observée au regard de la diversité maximale attendue.

Une fois ces métriques définies pour chacune de la station de suivi, une analyse comparative sera réalisée en prenant comme base de comparaison les résultats obtenus au droit de la station de référence : Méthode de l'écart à la référence.

Cet écart sera étudié au travers l'utilisation des méthodes suivantes :

- Calcul des indices de similitude de Jaccard et de Bray & Curtis ;
- Calcul du coefficient de perte des communautés.

Outre les métriques susmentionnées les deux notes indicelles IBNC et IBS calculées au droit de chaque station seront analysées et discutées pour les macroinvertébrés.

Pour les diatomées et les poissons : la richesse, l'abondance et la diversité seront comparées à l'aide des indices de similitude, en fonction des données disponibles.

⁵ Indice ET correspond à l'indice appelé indice EPT, employé abusivement en Nouvelle-Calédonie, du fait de l'absence de Plécoptères (P), dans les cours d'eau du territoire.

⁶ Cette polluotolérance, ne peut en aucun cas à elle seul permettre l'identification d'une pollution aux métaux lourds.

3 RESULTATS & DISCUSSION

3.1 LA FLORE DIATOMEES

La flore benthique a été échantillonnée au droit des stations 6-BNOR1 et 6-T sur le bras principal par lequel le déversement a transité, ainsi qu'au droit de la station 6-Aff02 localisée sur l'affluent Sud. Pour ce compartiment biologique nous avons pu bénéficier de l'existence de relevés floristiques effectués fin avril au droit de ces trois stations soit environ 15 jours avant le déversement. Ces données nous serviront de base d'interprétation à celles acquises dans le cadre de ce travail.

Les principales caractéristiques floristiques des différents relevés sont consignées dans le tableau ci-après (les listes floristiques complètes sont reportées en annexe 2).

Code station	Date prélèvement	Code prélèvement	Effectif	Richesse	Diversité	Equitabilité
6-T	26/04/2014	6-T_140426	575	28	3,38	0,7
6-T	19/05/2014	6-T_140519	500	26	3,4	0,72
6BNOR1	26/04/2014	6BNOR1_140426	517	15	2,68	0,69
6BNOR1	19/05/2014	6BNOR1_140519	501	18	3,06	0,73
6-aff	26/04/2014	6-aff_140426	500	19	3,44	0,81
6-aff	19/05/2014	6-aff_140519	514	20	3,24	0,75

Tableau n°1 : Richesse taxonomique et diversité des communautés diatomiques du bras principal et de l'affluent Sud du bassin de la Baie Nord 15 jours avant le déversement (26.04.14) et 10 jours après (N : richesse taxonomique, Diversité = Indice de Shannon & Weaver, E : équitabilité)

A la lecture de ce tableau nous pouvons tout d'abord souligner l'homogénéité des valeurs pré et post-accident observées pour chacune des métriques au droit des stations 6-T et 6-BNOR1. Les faibles variations observées demeurent du même ordre de grandeur que celles observées au droit de la station de référence 6-Aff02 localisée sur le bras non impacté.

Si nous regardons maintenant plus en détail la composition floristique des différents relevés, nous pouvons constater que les flores du bassin du creek de la Baie Nord sont dominées par la famille des Naviculacées qui représente entre 63% et 95% du peuplement en fonction des stations. Cette famille regroupe un grand nombre de genres aux écologies très différentes. La famille des Monoraphidées constitue le second taxon dominant sur ce bassin. Elle présente une abondance

relative comprise entre 5% et 31%. Aux leurs côtés on observe de manière minoritaire la présence des familles des Araphidées et sur le bras principal de la famille des Nitzchiacées.

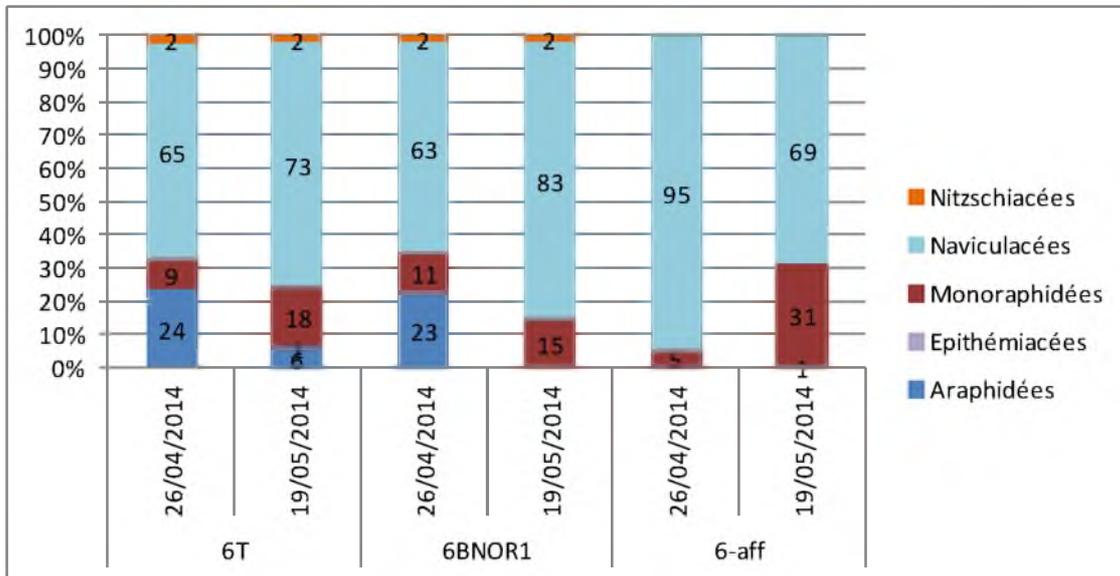


Figure n°2 : Abondance relative des différentes familles de diatomées composant les flores du bras principal et de l’affluent Sud du bassin de la baies Nord 15 jours avant le déversement (26.04.14) et 10 jours après.

A ce niveau d’observation, nous pouvons d’ores et déjà constater que la famille des Araphidées, représentées ici par une seule espèce *Ulnaria ulna*, présente une nette diminution de son abondance relative au droit des stations 6-T et 6-Aff02 suite au passage de l’effluent industriel. Alors qu’elle représentait près de 25% des diatomées comptées au droit de 6-T et 6-BNOR1 avant l’accident, elles ne contribuent plus qu’à hauteur de 6% à la flore de la station 6-T suite à ce dernier et a disparu des prélèvements effectués au droit de 6-BNOR1.

L’analyse comparative de la composition détaillée des flores diatomiques met tout d’abords en lumière l’existence d’une différence nette entre les flores du bras Sud et du bras principal. En effet, alors que sur le bras Sud abrite une flore dominée par *Coxia guillauminii* (CGUI, genre endémique) et *Brachysira angusta* (BANG), typique de la région ultramafique du Grand-Sud, le bras principal présente des communautés dominées par des *taxa* plus cosmopolites, dont certains présentent des profils écologiques plutôt polysaprobies.

La station 6-Aff02 montre une flore plutôt stable entre les deux périodes d’analyse : la flore est demeure dominée par les *taxa* CGUI et BANG (+ de 50% des valves comptées), aux côtés desquels alternent des *taxa* secondaires, tous typiques des milieux ultramafiques du Sud calédonien.

L'analyse comparative de la composition spécifique des flores des stations 6-T et 6-BNOR1 avant et après le passage de l'effluent, met en évidence qu'outre la perte de poids, voire la disparition complète de l'espèce *Ulnaria ulna*, *Eucyonopsis microcephala* (ENCM), voit également son abondance relative chutée de moitié suite au déversement sur les deux stations du bras principal (cf. Fig. n°3). Ces deux espèces dominantes sont remplacées suite au déversement par l'espèce *Gomphonema parvulum* var. *lagenula* (GPLA), présent parmi les *taxa* minoritaires avant l'accident. Ce remplacement à la tête des communautés diatomiques laisse supposer la présence d'un effet de l'effluent sur les communautés périphytiques.

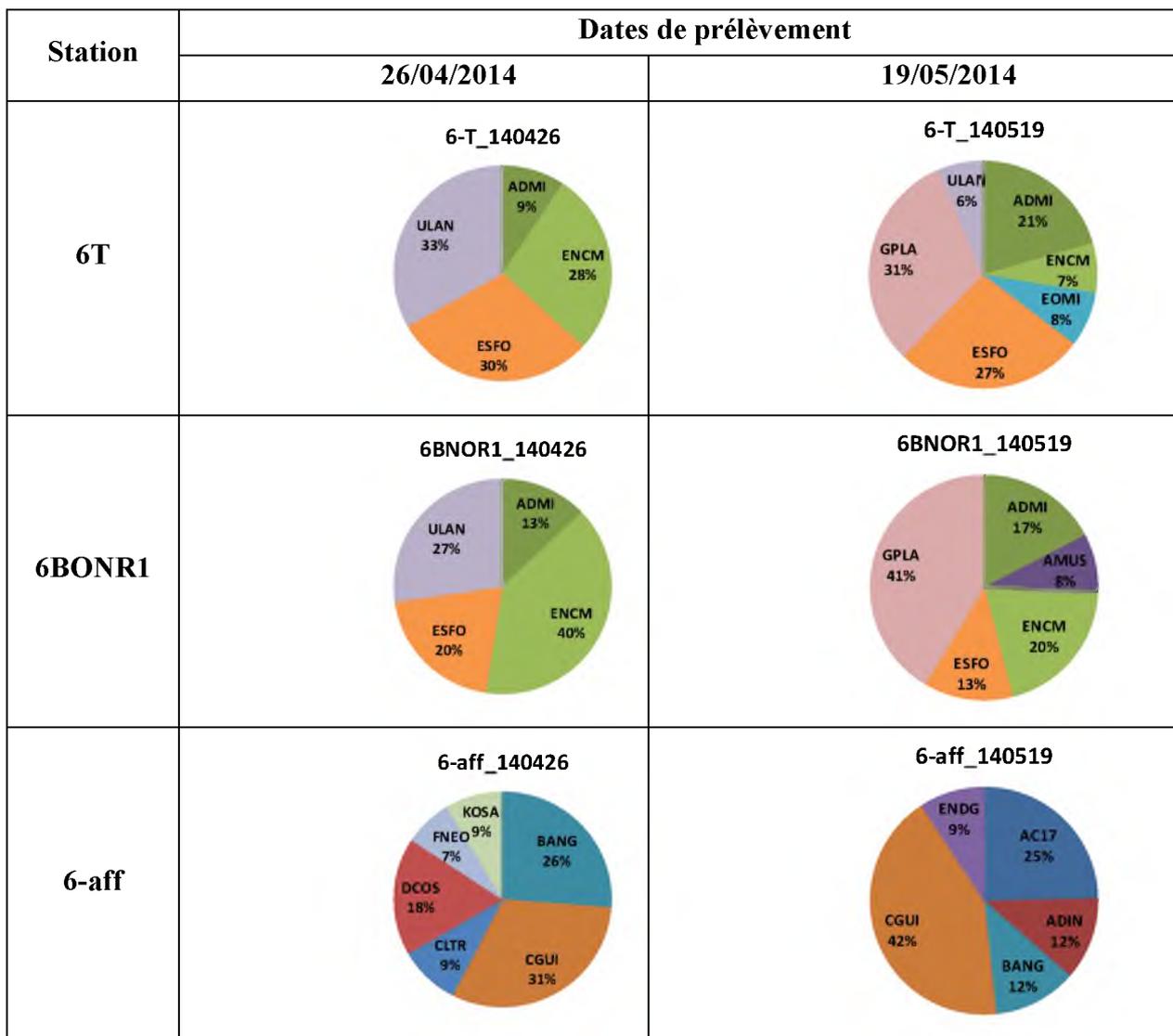


Figure n°3: Abondance relative des différentes espèces de diatomées composant les flores du bras principal et de l'affluent Sud du bassin de la baies Nord 15 jours avant le déversement (26.04.14) et 10 jours après.

En conclusion, les communautés de diatomées semblent avoir assez bien résistées au passage de l'effluent industriel. Aucune baisse notable de la richesse taxonomique, ni même de la diversité biologique n'est en effet perceptible 10 jours après l'accident. Il semble toutefois que si elle n'est pas entraîné une altération majeure des communautés périphtiques, des remplacements à la tête de ces dernières traduisent la présence d'un impact de l'effluent sur leur degré de structuration.

3.2 LES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES

Les macroinvertébrés benthiques ont été échantillonnés au droit des stations 6-T et 6-BNOR1 sur le bras principal par lequel le déversement a transité, ainsi qu'au droit de la station 6-Aff02 localisée sur l'affluent Sud.

Les principaux résultats obtenus pour les différentes métriques généralement utilisées pour décrire ces communautés sont reportés dans le tableau ci dessous.

	6-T	6-BNOR1	6-Aff
N	18	18	16
H'	2,25	3,25	3,27
E	0,54	0,78	0,82
%EPT	68,87	31,53	31,62
%Chiro	24,51	34,98	50
EPT	5	4	5
IBNC	5,5	5,23	5,6
IBS	4,8	4,85	4,64

Tableau n°2: Valeurs des différentes métriques calculées pour décrire les communautés de macroinvertébrés benthiques du bras principal et de l'affluent Sud du bassin de la baies Nord (N : richesse taxonomique, E : équitabilité, %EPT : taux de larves d'Ephémères et de Trichoptères, EPT : nombre de *taxa* différents d'Ephéméroptères et Trichoptères, % de Chiro : taux de larves de Diptères *Chironomidae*, IBNC : indice biotique de Nouvelle-Calédonie, IBS : indice biosédimentaire)

En première lecture nous pouvons constater que seulement 11 jours après le passage de l'effluent industriel, les communautés des stations 6-T et 6-BNOR1 présentent une richesse taxonomique présentant un ordre de grandeur similaire aux valeurs observées ces dernières années (2011 à 2014). En effet ce sont 18 *taxa* qui ont été observés au droit de ces deux stations valeurs relativement élevés si on s'en fit aux valeurs habituellement observées à cette station (cf. Fig. n°2). Ces valeurs sont légèrement supérieures à celles reportées pour ces deux stations en janvier 2014 (N = 16 et 14 *taxa*, au droit de 6-T et 6-BNOR1 respectivement). Les degrés de fluctuation sont les mêmes que ceux observés au droit de la station de référence 6-Aff02.

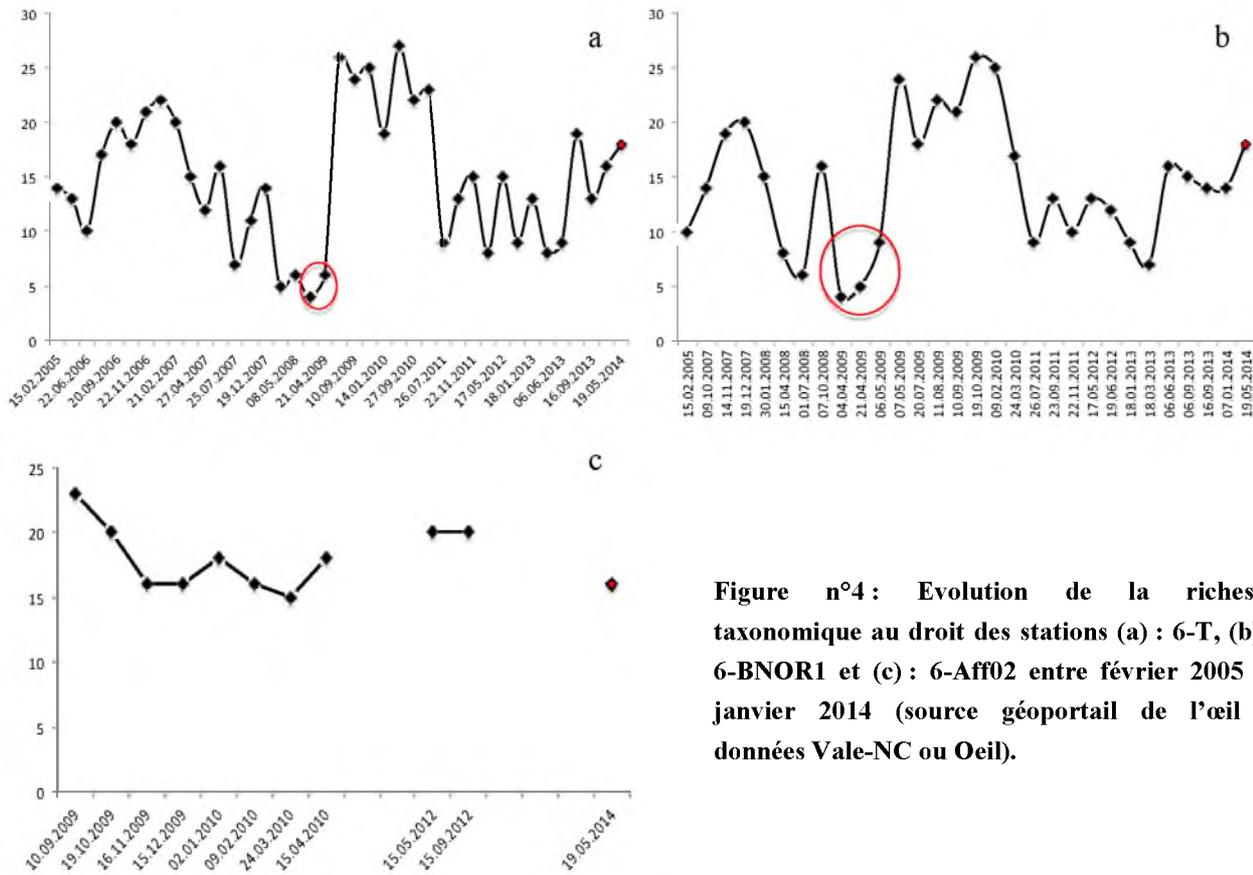


Figure n°4 : Evolution de la richesse taxonomique au droit des stations (a) : 6-T, (b) : 6-BNOR1 et (c) : 6-Aff02 entre février 2005 et janvier 2014 (source géoportail de l'œil – données Vale-NC ou Oeil).

La lecture de ces courbes nous permet également de constater que la forte chute de cette métrique ($N = 6$ et 5 , respectivement au droit de 6-T et 6-BNOR1, le 21 avril 2009 soit 20 jours après le passage du rejet acide), observée suite à l'accident d'avril 2009 ayant entraîné la perte d'acide sulfurique au sein du creek (cercle rouge Fig. n°4), n'est pas observée ici.

Les communautés observées au droit des différentes stations prospectées sont dominées par les Ordres des Trichoptères et des Diptères. Les Diptères *Ceratopogoninae*, *Orthocladinae* et *Tanypodinae*, taxa résistants à la sédimentation, dominent au droit de 6-Aff02. Ces Diptères sont ceux qui sont retrouvés en nombre au droit de 6-T et 6-BNOR1. Pour l'Ordre des Trichoptères, ce sont les larves d'*Hydropsychidae* qui dominent nettement la communautés de la station 6-T, alors que les *Hydrophilidae* dominent au niveau de la station 6-Aff02 et sont bien représentés aux côtés des *Hydropsychidae* au droit de la station 6-BNOR1. Des larves d'Ephéméroptères du genre *Paraluma* ont également pu être observées en quelques exemplaires au droit des stations 6-T et 6-Aff02.

Afin d'essayer de mettre en lumière des effets plus subtils du déversement sur les communautés de macroinvertébrés, nous avons établi la comparaison des listes taxonomiques élaborées dans le cadre de cette étude pour les stations 6-T et 6-BNOR1 avec les listes dressées par notre bureau en 2012 au droit des ces deux mêmes stations pour le compte de l'Observatoire. N'ayant pas à disposition les données brutes des derniers relevés faunistiques effectués début en janvier 2014 et afin d'éviter les biais inter-opérateurs nous avons privilégié cette stratégie. Les principales métriques relevées pour ces deux stations aux différentes dates sont synthétisées dans le tableau ci-dessous.

	6-T			6-Aff02		
	mai 2012	sept-12	mai 2014	mai 2012	Sept. 2012	mai-14
N	18	22	18	20	20	16
H'	2,13	2,38	2,25	2,91	3,51	3,27
E	0,51	0,53	0,54	0,67	0,81	0,82
%EPT	13,55	30,10	68,87	24,32	38,24	31,62
%Chiro	68,38	46,82	24,51	29,73	37,39	50
EPT	4	4	5	6	6	5
IBNC	5,71	5,29	5,5	5,2	5,4	5,6
IBS	4,92	4,86	4,8	4,5	4,94	4,64

Tableau n°3 : Valeurs des différentes métriques calculées pour décrire les communautés de macroinvertébrés benthiques de la station 6-T localisée sur le bras impacté et 6-Aff02 localisée sur l'affluent Sud du bassin de la baies Nord (N : richesse taxonomique, E : équitabilité, %EPT : taux de larves d'Ephémères et de Trichoptères, EPT : nombre de taxa différents d'Ephéméroptères et Trichoptères, % de Chiro : taux de larves de Diptères *Chironomidae*, IBNC : indice biotique de Nouvelle-Calédonie, IBS : indice biosédimentaire)

Ces valeurs confirment les premières observations énoncées ci-dessus, suite à l'incident, la richesse taxonomique se maintient à des niveaux similaires à ceux des derniers relevés effectués. La plus faible diversité biologique (E), observée au droit de la station 6-T en regards des résultats obtenus sur 6-Aff02 suite à l'incident, ne peut être imputée à celui-ci. Nous pouvons en effet constater que la diversité du creek en 2012 présentait déjà un déséquilibre ($E = 0,5$). Une analyse de données faunistiques robustes datant de fin 2013 ou début 2014 permettrait de confirmer que ce déséquilibre s'est maintenu de manière continue entre 2012 et mai 2014. Pour ce qui des métriques EPT, IBS et IBNC, le même constat peut être établi, elles montrent une faible amplitude de variation entre les 3 dates étudiées. Pour ces métriques contrairement à la diversité biologique, des résultats similaires sont observés entre le bras principal et l'affluent Sud.

L'analyse des similitudes menées sur les listes faunistiques de ces trois dates met en évidence la présence d'une bonne similarité lorsque l'on utilise l'indice de Jaccard (version de Chao 2005).

En effet, une similitude de l'ordre de 88% est observée entre les relevés de mai 2012 et mai 2014, alors qu'une similitude de 94% est observée entre les relevés de septembre 2012 et mai 2014.

Si nous utilisons maintenant l'indice de similitude de Bray & Curtis qui intègre les fluctuations d'abondance dans l'analyse des similitudes inter-sites ou inter-dates, nous pouvons constater une forte dissimilitude entre le relevé de mai 2014 et ceux de mai et septembre 2012 (B&C = 35% et 16,5% respectivement). Les taux de similitudes calculés au droit de la station 6-Aff02 avec cette indice mettent en lumière une certaine stabilité des communautés (B&C = 58% entre mai 2012 et mai 2014, B&C = 74% entre septembre 2012 et mai 2014).

En d'autres termes, si les relevés faunistiques montrent une grande similarité quand aux espèces qui le composent, d'importantes variations d'abondances apparaissent. Rappelons que l'abondance est la première métrique à montrer des variations lorsqu'une altération survient.

En effet, nous pouvons déjà noter la diminution du nombre d'individus collectés lors de la campagne post-incident. Seulement 408 individus au droit de 6-T contre 5 à 10 fois plus en septembre et mai 2012. Des abondances élevées étaient encore observées fin 2013 par Hytec qui comptaient 1438 individus au droit de 6-T (Hytec, 2014). Ces fortes abondances liées à un fort développement des larves de Diptères *Chironomidae* (*Orthocladinae* ou *Tanytarsini* en fonction des dates) et de Trichoptères *Hydroptilidae*. Suite au passage de l'effluent industriel, l'ensemble de ces *taxa*, présentent une forte diminution de leur abondance (cf. Fig.n°3). Bien que l'on puisse s'attendre à une diminution des abondances entre septembre et mai, la diminution observée en 2014 suite à l'incident est bien plus importante que celle notée entre septembre 2012 et mai 2012.

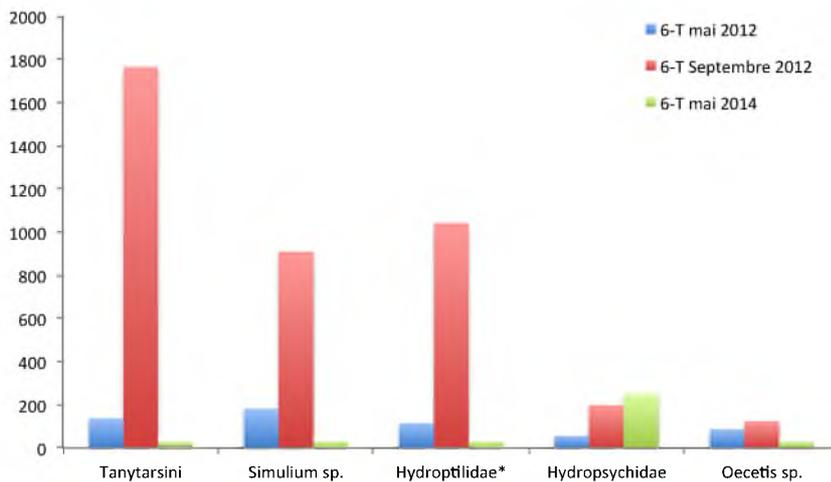


Figure n°5 : Evolution des abondances des différents taxa dominant les communautés au droit de la station 6-T en 2012.

Seules les larves d'*Hydropsychidae* révèlent une tendance inverse en présentant des abondances en mai 2014 légèrement supérieures à celles observées en septembre 2012.

En conclusion, l'analyse des communautés benthiques révèle que le passage de l'effluent industriel ne semble pas avoir entraîné de perte de richesse au sein de ces communautés. Une chute des abondances de différents *taxa* ont cependant été notées, traduisant l'existence d'un impact de l'effluent sur ce compartiment. Le degré d'impact apparaît toutefois moindre que celui qui avait pu être observé en 2009 suite au premier accident du genre et où seuls 4 *taxa* avait survécus à l'acidification du creek.

3.3 LES POISSONS

L'inventaire de la faune piscicole a eu lieu au droit de 3 stations réparties le long de la moitié inférieure du creek :

- CBN-70 localisée au niveau de l'estuaire du creek
- CBN-30 localisée sur la partie médiane du cours inférieur
- CBN-10 localisée sur la partie haute du cours inférieur

Ce sont en tout 2 086 m² qui ont été prospectés, soit environ 0,2 ha. Les principaux résultats des pêches effectués sont synthétisés dans le tableau ci-après.

Espèce	N	ind./m2	in/ha	Abondance relative
<i>Kuhlia rupestris</i>	28	0,01342	134,23	34,57
<i>Anguilla marmorata</i>	12	0,00575	57,53	14,81
<i>Sicyopterus lagocephalus</i>	12	0,00575	57,53	14,81
<i>Eleotris fusca</i>	9	0,00431	43,14	11,11
<i>Redigobius bikolanus</i>	7	0,00336	33,56	8,64
<i>Anguilla reinhardtii</i>	3	0,00144	14,38	3,70
<i>Awaous guamensis</i>	2	0,00096	9,59	2,47
<i>Kuhlia marginata</i>	2	0,00096	9,59	2,47
<i>Schismatogobius fuligimentus</i>	2	0,00096	9,59	2,47
<i>Protogobius attiti</i>	1	0,00048	4,79	1,23
<i>Glossobius biocelatus</i>	1	0,00048	4,79	1,23
<i>Kuhlia munda</i>	1	0,00048	4,79	1,23
<i>Calligobius sp.</i>	1	0,00048	4,79	1,23
Total	13	0,04	388,30	100,00

Tableau n°4 : Effectifs et densités des différentes espèces de poissons collectées au sein du creek de la Baie Nord 10 jours après le passage de l'effluent industriel.

Cet inventaire a permis de collecter 13 espèces différentes. On peut noter au sein de notre inventaire la présence des espèces protégées *P. attiti* et *S. fuligimentus*. Aucun individu des espèces *S. atratus*, *S. rutilaureus*, *S. Chloe* et *S. sarasini*, les 4 autres espèces protégées présentes dans le creek en janvier 2014 (données, Vale-NC), n'ont été observées lors de notre inventaire.

L'inventaire est dominé par la carpe *K. rupestris*, suivi de l'anguille marbrée (*A. marmorata*) et du lochon *S. lagocephalus*. Pour ces 3 espèces des individus adultes, en bonne santé ont été observés au niveau de CBN-30 et CBN-70. Des carpes et anguilles été présentes au droit de CBN-10.

Il apparaît donc que 10 jours après le passage de l'effluent industriel, des poissons vivants et en apparence bonne santé sont présents sur les différents tronçons du creek.

A titre comparatif, le tableau n°5 reporte la richesse taxonomique observée au droit du creek en juin 2013 et janvier 2014 (source Vale-NC).

	juin-13	janv-14	mai-14
<i>Awaous guamensis</i>	118	112	3
<i>Anguilla marmorata</i>	46	45	18
<i>Cestraeus oxyrhincus</i>	8	13	
<i>Anguilla reinhardtii</i>	34	14	5
<i>Anguilla obscura</i>		1	
<i>Awaous ocellaris</i>	1	1	
<i>Cestraeus plicatilis</i>	2	6	
<i>Crenimugil crenilabis</i>	1	10	
<i>Eleotris acanthopoma</i>	16	9	
<i>Eleotris fusca</i>	115	54	10
<i>Glossogobius celebius</i>	9	9	
<i>Glossobius biocelatus</i>			1
<i>Gymnothorax polyuranodon</i>		1	
<i>Kuhlia marginata</i>	61	33	2
<i>Kuhlia munda</i>	14	43	1
<i>Kuhlia rupestris</i>	253	205	35
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	2	1	
<i>Lutjanus russeli</i>		3	
<i>Mugil cephalus</i>		13	
<i>Periophthalmus argentilineatus</i>		2	
<i>Protogobius attiti</i>	7	16	2
<i>Redigobius bikolanus</i>	72	35	7
<i>Schismatogobius fuligimentus</i>	2	4	2
<i>Sicyopterus chloe</i>	2	1	
<i>Sicyopterus lagocephalus</i>	90	67	16
<i>Sicyopterus sarasini</i>		4	
<i>Stenogobius yateiensis</i>		2	
<i>Stiphodon atratus</i>	5	4	
<i>Calligobius sp.</i>			1
<i>Parioglossus neocaledonicus</i>	2		
<i>Microphis brachyurus brachyurus</i>	1		
<i>Microphis leiaspis</i>	1		
<i>Lamnostoma kampeni</i>	1		
Total	863	708	103

Tableau n°5 : Liste des espèces présentes au sein du creek de la Baie Nord (station CBN-10, CBN-30 et CBN-70) en juin 2013 et janvier 2014 (source Vale-NC), ainsi qu'en mai 2014 suite au passage de l'effluent.

L'analyse des données obtenues à l'issue de notre inventaire au regard des données acquises en juin 2013 et janvier 2014 montrent une chute du degré de similitude taxonomique. L'indice de Jaccard (version modifiée par Chao en 2005) calculé entre les relevés de juin 2013 et janvier 2014 est en effet supérieur à 95%, il chute à respectivement à 87% et 92% pour la comparaison de janvier et mai 2014 et pour la comparaison de juin 2013 et mai 2014. Le maintien à des valeurs relativement élevées de l'indice (> 80%), est essentiellement lié au fait que de nombreuses espèces non retrouvées en mai 2014 sont des espèces présentant de faibles effectifs et donc ayant peu de poids dans le calcul de cet indice.

Si nous comparons maintenant ces mêmes listes mais en intégrant la notion d'abondance en utilisant l'indice de Bray & Curtis, nous pouvons constater une chute nette du degré de similitude. Ce dernier, égal à 90% entre juin 2013 et janvier 2014, chute entre 21% et 25% lorsque l'on compare les données acquises en mai 2014 à celle de janvier 2014 et celle de juin 2013.

Il ressort donc de cette analyse que le passage de l'effluent a eu un impact sur la richesse faunistique du creek (diminution de l'indice de Jaccard), mais également un fort impact sur l'abondance des différentes espèces encore présentes.

Afin de pouvoir comparer les densités de poissons estimées suite à notre inventaire à celles observées en juin 2013 et janvier 2014, nous avons repris le mode de calcul utilisé par le cabinet Erbio pour estimer le nombre d'individu par hectare (cf. tableau n°4). Ce calcul nous amène à une estimation de 388 poissons/ha de creek, soit environ 3,5 à 4 fois moins que les densités estimées en janvier 2014 (1 346 poissons/ha) et juin 2013 (1 540 poissons/ha).

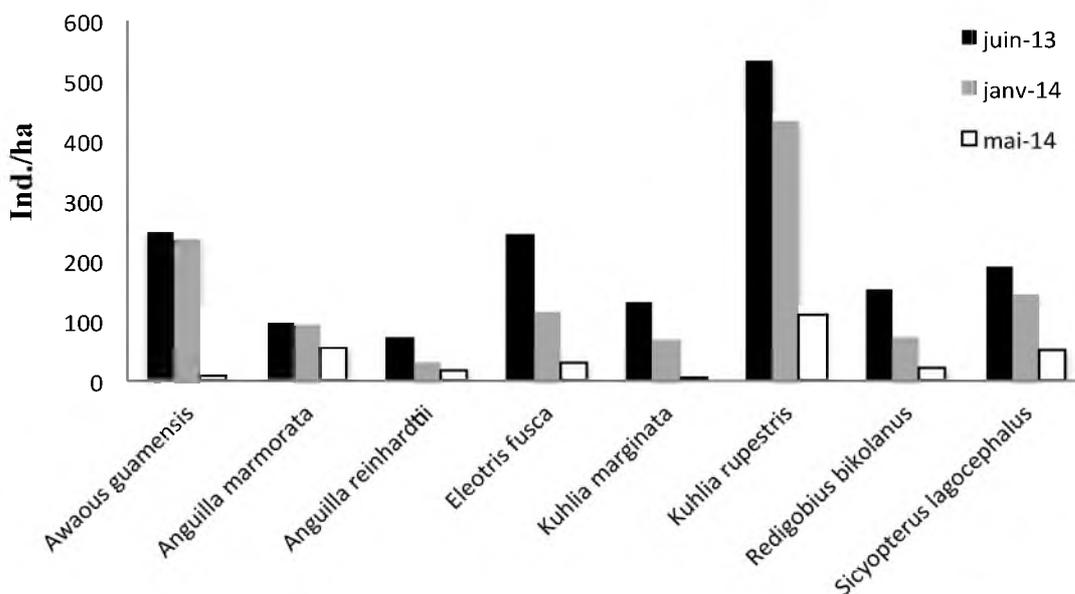


Figure n°6 : Evolution des densités des principales espèces de poissons entre juin 2013 et mai 2014 au sein du creek de la Baie Nord (stations CBN-10, CBN-30 et CBN-70).

Le lochon blanc (*A. guamensis*), ainsi que les carpes *K. rupestris* et *K. marginata* révèlent les plus fortes chute d'abondance. Un facteur 25 séparent en effet, les densités de lochons blancs observées avant et après l'accident. Ce facteur est compris entre 6 et 21 pour les carpes à queue rouge (*K. marginata*). Il est compris entre 4 et 5 pour la carpe rupestre (*K. rupestris*).

On peut également noter la faible perte d'abondance pour l'anguille marbrée (*A. marmorata*), dont les effectifs ont à peine chuté d'un facteur 1,7. Cette espèce peu retrouvée dans les échantillons de poissons morts collectés suite à l'accident, semble donc avoir trouvé une stratégie d'évitement de la pollution qui a permis à une certain nombre de ces représentants de survivre.

4 CONCLUSIONS

L'objectif principal de cette mission était de mener un premier état des lieux de la flore et la faune aquatique du creek de la Baie Nord quelques jours après le passage de l'effluent industriel.

Les inventaires effectués un peu plus de 10 jours après l'accident ont permis de mettre en lumière :

- la présence de communautés de diatomées et d'invertébrés benthiques présentant une richesse taxonomique similaire à celle observée au sein du creek avant l'accident
- la présence de poissons adultes vivants au droit de l'ensemble des tronçons
- la présence de nombreux juvénile de carpes au droit de la station estuarienne CBN-70

Il ressort toutefois :

- une modification de structure des communautés de diatomées du bras principal avec un remplacement des espèces dominantes à la tête de ces dernières
- une perte d'abondance des différents taxa composant les communautés d'invertébrés benthiques
- une chute de la richesse taxonomique des communautés de poissons, accompagnée d'une forte chute de l'abondance de la plupart des espèces encore présentes

In-fine, il apparaît donc que le passage de l'effluent n'ait pas entrainer une totale éradication de la flore et faune aquatique. Des individus vivants et en bon état apparent ont été observés. Les premiers maillons des réseaux trophiques aquatiques bien que montrant des signes d'altérations évidents, apparaissent avoir bien résistés au passage de l'effluent. Les communautés arborent une bonne richesse et diversité biologique. Les communautés piscicoles sont apparues durement touchées. Si des individus vivants ont été observés pour certaines des principales espèces peuplant habituellement le creek, l'absence de nombreux *taxa* est à souligner. Enfin la plupart des espèces encore représentée, accuse une sérieuse chute de leur abondance.

Il apparaît donc que l'altération des communautés générée par le passage de l'effluent ait eu des conséquences moins dévastatrices que celles observées en avril 2009 suite au déversement d'une fuite d'acide sulfurique. A l'époque les communautés d'invertébrés benthiques montraient une nette chute de leur diversité encore visible 10 jours après l'accident. Cette chute n'est pas observée ici. Malgré tout une importante altération des communautés de poissons est observée. Il

sera donc important de suivre le processus de remédiation de cette dernière et dans une moindre mesure vérifier que les communautés de diatomées et d'invertébrés benthiques retrouvent leurs structures habituelles. Pour les poissons nous pouvons souligner que des juvéniles sont d'ores et déjà présents au niveau de la station estuarienne CBN-70 et participeront à la reconstitution des stocks de la baie Nord. A ce sujet il serait important d'identifier les liens de parentés entre les populations de poissons de la Baie Nord et celles peuplant les bassins versants proches et éloignées afin de confirmer l'hypothèse selon laquelle nous avons à faire ici à une métapopulation de poissons. En d'autres termes l'ensemble des larves issues des différents bassins du Sud de la Grande Terre se retrouvent mixées dans le lagon et participent indépendamment de leur origine au repeuplement des creeks de la région. La mise en évidence de ces liens et des limites géographiques de ces métapopulations permettraient d'identifier des zones de conservation, voire de vérifier si le périmètre RAMSAR actuel ne participe pas d'ores et déjà à la conservation de ces populations du Grand Sud.