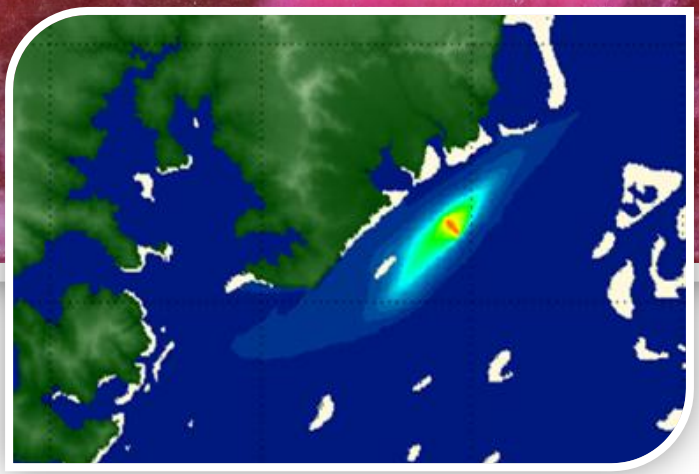


Rapport final

IMPACT POTENTIEL DES ACTIVITES INDUSTRIELLES DE VALE-NC

VOLUME 2/3 : PROGRAMME PREDICTIF (2006-2009)

SYNTHESE DES ETUDES

Jean-Michel Fernandez

Juillet 2014

Observatoire de l'environnement
en Nouvelle-Calédonie

11 rue Guynemer
98800 Nouméa
Tel.: (+ 687) 23 69 69
www.oeil.nc

Photos de couverture AEL : traçage des effluents liquides à la rhodamine et pourcentage de temps sur la période de modélisation (1 an) où le facteur de dilution moyen reste inférieur à 10 000.

Contributions scientifiques

IRD - Institut de Recherche pour le Développement
Fernandez, JM, Belhandouz A, Bodei S, Breau L, Chevillon Ch, Derex P, Dolbecq M, Douillet P, Gerard P, Lamoureux JP, Le Grand H, Le Gendre R, Moreton B, Pangrani A, Senia J

CEREGE - Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement
Meunier JD, Borschneck D, Grauby O, Gros M, Miche H

CEA - Commissariat à l'Energie Atomique
Tiffreau Ch, Jullien M, Libert M, Piault M, Pointeau I, Raynal J

IAEA - International Atomic Energy Agency
Warnau M

CSIRO - Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation
Adams M, Binet M.

Expertise provinciale

Comité d'experts de la province Sud
Université de Bordeaux 1 - CNRS, Massabuau JC
Université Paul Sabatier, Toulouse - CNRS, Monnin C
Université d'Aix Marseille - CNRS, Roux B
Université du Québec - INRS, Campbell P

Suivi environnemental

AEL-LEA Environnement
Fernandez JM, Achard R, Beineix M, Haddad L, Kaplan H, Kumar-Roiné S, Le Grand H, Moreton B, Pluchino S, Pousse C, Raynal A, Suarez K.

Nombre de pages : 94

	N/Ref	V/Ref
Identification	AEL N°130218-OE-05 et 131218-OE-06	BDC N°09-02-13 et 18-12-13
Titre complet	IMPACT POTENTIEL DE L'EFFLUENT DE VALE-NC. VOLUME 2/3 : PROGRAMME PREDICTIF (2006-2009). SYNTHESE DES ETUDES	
Auteur(s)	Jean-Michel Fernandez	

APPROBATION			
FONCTION	**NOMS**	**VISA**	**DATE**
Rédacteur	Jean-Michel Fernandez		07/07/2014
Vérificateur 1	Ben Moreton		09/07/2014
Vérificateur 2	Céline Pousse		06/07/2014
Approbateur(s)	Jean-Michel Fernandez		22/08/2014

EVOLUTION		
VERSION	**DESCRIPTION DES MISES A JOUR**	**DATE**
V-3.11	Remise rapport, version relecture	22/08/2014

COPIE - DIFFUSION	
NOM	**ORGANISME**
Matthieu Juncker	OEIL

Ce rapport est cité comme suit :

Fernandez J-M (2013). Impact potentiel de l'effluent de Vale-NC : Programme prédictif (2006-2009). Synthèse des études. Rapport AEL 130218-OE-05, 94p.

Table des matières

Avant-Propos **6**

Chapitre I - INTRODUCTION **7**

I.1. Vale-NC : POURQUOI UN TUYAU ? **11**

I.2. CADRE LEGISLATIF **14**

Chapitre II - SYNTHESE DES ETUDES D'IMPACT **17**

II.1. REACTIVITE DES EFFLUENTS AVEC L'EAU DU LAGON **19**

II.1.1. Données initiales 19

II.1.2. Description de l'étude expérimentale 20

II.1.3. Résultats 21

II.1.4. Conclusion 41

II.2. MODELISATION HYDRODYNAMIQUE DU TRANSPORT **41**

II.2.1. Simulation du transport des formes dissoutes et particulaires 42

II.2.2. Couplage des modèles géochimique et de transport 45

II.2.3. Conclusion 48

II.3. VALIDATION DES MODELES HYDRODYNAMIQUES (Rhodamine-WT) **49**

II.3.1. Calculs préliminaires et mesures 50

II.3.2. Résultats 51

II.3.3. Conclusion 54

II.4. MODELISATION DU DIFFUSEUR, CALCULS DE DISPERSION EN CHAMP PROCHE **55**

II.4.1. Données initiales 55

II.4.2. Principaux résultats 56

II.4.3. Conclusion 57

II.5. TOXICITE POTENTIELLE DE L'EFFLUENT **59**

II.5.1. Contexte 59

II.5.2. Etudes conduites par le Comité de Contre-Expertise 60

II.5.3. Etudes conduites par l'IRD 68

II.5.4. Conclusion 84

Chapitre III - CONCLUSION ET PERSPECTIVES **85**

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES **87**

LISTE DES FIGURES **91**

LISTE DES TABLEAUX **93**

Avant-Propos

Ce rapport sollicité par l'OEIL – Observatoire de l'Environnement en Nouvelle-Calédonie – constitue une synthèse des suivis « physico-chimiques » conduits dans le lagon sud susceptible d'être impacté par l'activité industrielle et minière de Vale-NC. Ce suivi résulte d'une part de l'aboutissement des états de référence et des études d'impact conduits ainsi que des améliorations et optimisations consécutives apportées au réseau de surveillance initial.

Les travaux relatifs à l'étude d'impact, appelée « Programme prédictif » se sont déroulés entre 2006 et 2009, études qui ont été conduites sous l'égide de l'IRD.

Le rapport de synthèse ci-dessous présenté constitue le **deuxième des trois volumes** correspondant à l'étude complète intégrant les travaux suivants :

- Caractérisation de l'état physico-chimique de référence du milieu marin (2005-2009) (Volume 1/3) ;
- Evaluations prédictives du comportement géochimique, du transport et des effets écotoxicologiques potentiels du futur effluent (2006-2009 ; « *Programme prédictif* » de l'IRD ; **Volume 2/3**) ;
- Suivi de la qualité du milieu marin (2009-2013) sur la base du réseau de surveillance physico-chimique et écotoxicologique instauré dans le Canal de la Havannah et la Baie du Prony (Volume 3/3).

L'objet du présent travail n'était pas de faire une analyse complète des données disponibles, il s'agit d'une compilation des principaux résultats issus de la surveillance environnementale.

Chapitre I - INTRODUCTION

En 1864 Jules Garnier découvre l'existence d'un minerai silicaté à forte teneur en nickel (qui sera baptisé « garniérite »). Depuis cette date, les techniques de prospection géologique modernes ont permis d'établir que la Nouvelle-Calédonie détient entre 20 et 30 % des réserves mondiales en nickel (Les Echos, 11 mars 2010) et se place ainsi aux premiers rangs mondiaux en termes de ressources minières. Environ 80 % de ces ressources seraient associés aux latérites et 20 % aux saprolites, c'est-à-dire aux péridotites altérées (Figure 1).

Jusqu'à présent, l'opérateur historique (SLN) a exploité principalement le **minerai saprolitique** duquel il récupère le nickel grâce à un **procédé pyro-métallurgique.** Le minerai nécessite alors des prétraitements successifs avant d'être transféré dans d'immenses fours équipés d'électrodes où il subit une fusion à une température de 1400°C entraînant une réduction des oxydes de nickel et de fer et ainsi une libération de ces deux métaux.

Figure 1 : Mine de nickel à ciel ouvert de Poro (Nouvelle-Calédonie).

Ce minerai silicaté est extrait de mines à ciel ouvert après un « décapage » initial des couches à plus faibles teneurs (cuirasse, latérites rouges puis jaunes) industriellement inexploitables par ce procédé industriel classique.

Jusqu'à l'arrivée des américains lors de la Seconde Guerre Mondiale, l'extraction et l'exploitation de ce minerai saprolitique étaient réalisées manuellement par des ouvriers ; l'introduction de la mécanisation lourde (pelleteuses et camions de roulage notamment) vers 1950, a permis d'augmenter considérablement le tonnage de minerai extrait. Ainsi en 2010, un total de 8,7 millions de tonnes humides de minerais (soit 6,0 millions de tonnes humides de saprolites et 2,7 millions de tonnes humides de latérites) ont été extraites des sols calédoniens.

Cependant, cette augmentation des volumes de saprolites extraites s'est accompagnée d'un appauvrissement important des teneurs des minerais en nickel, de 15-16 % vers 1875 à 2-3 % à l'heure actuelle pour les gisements exploités par la SLN (Figure 2). De plus, les ressources en

saprolites détenues par la SLN ont été significativement entamées après 135 ans d'exploitation et ne permettront plus, dans les décennies à venir, la poursuite de leur valorisation par pyro-métallurgie ; ce procédé étant d'autant plus rentable que le minerai est riche en nickel, ce qui n'est plus le cas à des teneurs inférieures à 2 %. Depuis le début du XXI siècle, la ressource latéritique à faible teneur en nickel (1,5%) focalise l'intérêt des industriels de la mine.

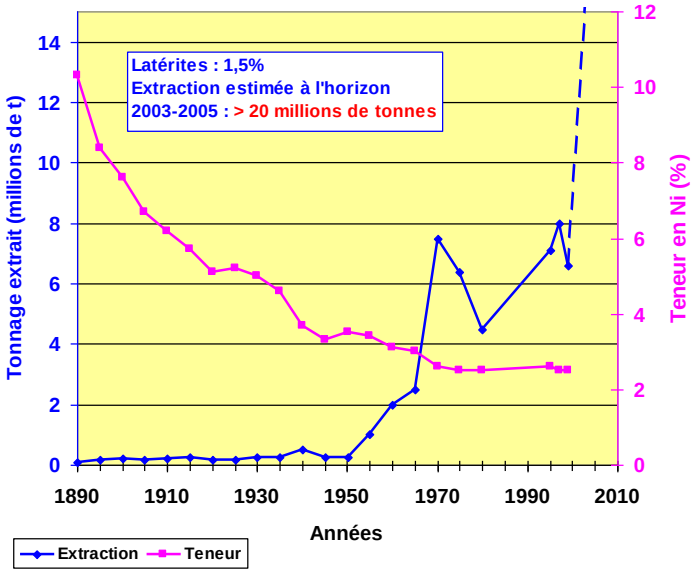


Figure 2 : Évolution temporelle des volumes de saprolites extraits et de leurs teneurs en nickel (comm DIMENC, 1998).

Parallèlement à cette diminution des teneurs, depuis plusieurs années maintenant, la demande en nickel des industries produisant de l'acier inoxydable et des alliages spéciaux a fortement augmenté, principalement dopée par la remarquable croissance économique de la Chine (et des pays émergeants) et de sa nécessité de construire des infrastructures que ce développement rapide induit.

De par l'importance de ses ressources minières, la Nouvelle Calédonie est bien placée pour faire face à cette demande, sous réserve d'augmenter ses capacités de production et d'exploiter tous les types de minerais disponibles y compris ceux à faible teneur. Pour répondre à cet objectif, deux projets miniers majeurs sont aujourd'hui en phase production : l'un dans le nord avec la société Koniambo Nickel SAS dont l'actionnaire majoritaire est une société minière calédonienne, la SMSP, et l'autre, dans le sud avec la société Vale NC et son projet d'**usine hydro-métallurgique** spécifique pour l'exploitation des **latérites à faible teneur**.

En effet, l'importance de la demande mondiale récente en nickel ajouté à l'appauvrissement progressif des teneurs et la diminution des volumes de minerai saprolitique encore disponibles ont incité certains industriels à se tourner vers l'exploitation de minerai à faible teneur en nickel (proche de 1,5 %) : les **latérites jaunes**. Les volumes disponibles étant colossaux, leur exploitation serait assurée pendant de nombreuses décennies.

C'est donc à partir des années 1990 que l'industrie minière calédonienne a commencé à s'intéresser à ces latérites, tout d'abord en les exportant telles quelles en Australie. Puis, en 1991, un accord capital a été signé entre le BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières) et la compagnie canadienne INCO pour la réalisation d'une étude de faisabilité et la construction d'un complexe

industriel de traitement sur place des latérites contenant du nickel et du cobalt à partir des concessions minières de SOPROMINES, une filiale du BRGM.

En 1997, après avoir réalisé de nombreux tests dans ses laboratoires au Canada, INCO prend la décision de construire une usine pilote près du plateau de Goro, dont l'objectif était de tester ce procédé à l'échelle semi-industrielle et de concevoir et d'optimiser toutes les opérations industrielles nécessaires. Cette usine pilote est mise en opération en 1999.

En 2001, sur la base de cette expérimentation, INCO décide de passer à la construction de l'usine commerciale. Amorcée en 2002, celle-ci est rapidement suspendue pour des raisons de réévaluation financière du projet ; le chantier reprend en 2005 (Figure 3 et Figure 4) après l'obtention du permis d'exploitation au titre des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE 2004). Le 9 octobre 2008, Goro Nickel (la filiale calédonienne d'INCO) obtient les deux nouveaux arrêtés d'autorisation d'exploitation nécessaires : ICPE usine/CPM et ICPE parc des résidus.

Après le rachat d'INCO en 2006 par le groupe brésilien CVRD, renommé par la suite Vale, Goro Nickel devient Vale NC en 2010 et démarre progressivement sa production ; elle n'est aujourd'hui encore que partielle.

En matière de réserves, les études menées fin 2005 indiquent que les volumes « *prouvés et probables* » de la zone minière initiale du plateau de Goro (Figure 5) sont estimés à 120 millions de tonnes, avec une teneur moyenne en nickel de 1,48 % (une des plus fortes au monde pour des latérites) et une teneur en cobalt de 0,11 %.

Figure 3 : Etat de la construction de l'usine de Goro-Nickel au mois de novembre 2005.

A ces réserves s'ajoutent des ressources « *indiquées et mesurées* » estimées à 75 millions de tonnes qui présentent une teneur en nickel de 1,49 % et une teneur en cobalt de 0,12 %, situées autour de la zone minière initiale. Vale NC prévoit d'extraire 4 millions de tonnes sèches/an de minerai latéritique (plan minier prévu sur 29 ans) afin d'assurer une production de 54 000 tonnes/an de nickel et de 5 400 t/an de cobalt.

Ce projet a généré la création de plusieurs milliers d'emplois temporaires lors de la phase de construction et doit apporter environ 800 emplois directs et plusieurs milliers d'emplois indirects et induits, pendant toute la période d'exploitation.

Figure 4 : Usine de Vale-NC: vue des réacteurs d'extraction acide en mars 2009.

Figure 5 : Vue du front de mine sur le plateau de Goro en novembre 2006.

I.1. Vale-NC : POURQUOI UN TUYAU ?

Le procédé hydro-métallurgique permettant l'extraction du nickel et du cobalt contenus dans les latérites jaunes consiste en une mise en solution des métaux après dissolution chimique du minerai brut à l'aide d'acide sulfurique concentré. Cette liqueur acide subit ensuite une série de traitements aboutissant à l'obtention des produits finis commercialisables (oxyde de nickel et carbonate de cobalt). L'ensemble des étapes de ce procédé est résumé ci-dessous et illustré en Figure 6.

- ***Etape 1 : Préparation du minerai sur mine***. Les latérites extraites sont acheminées vers l'usine de préparation du minerai, située à proximité de la mine. La granulométrie du minerai est dans un premier temps réduite par tamisage, concassage et broyage, puis le minerai est mélangé avec de l'eau pour former une pulpe. Celle-ci est alors envoyée vers l'usine de traitement grâce à un pipeline.
- ***Etape 2 : Lixiviation acide sous pression***. La pulpe est transférée dans des autoclaves en présence d'acide sulfurique concentré, à une température de 270°C et une pression de 56 bars. Ce traitement permet de détruire la structure du minerai pour en libérer les métaux. La pulpe lixiviée est constituée de solides résiduels composés majoritairement d'oxydes de fer et d'une solution contenant 85 % d'eau, du nickel, du cobalt mais également d'autres éléments métalliques non désirés.
- ***Etape 3 : Décantation à contre-courant***. Une fois refroidie cette pulpe passe dans un circuit de décantation à contre-courant permettant de séparer les solides (résidus) des liquides (liqueurs). Les solides décantés sont récupérés au fond de 6 décanteurs successifs pour assurer un bon lavage. A chaque fois, d'importants volumes de phases liquides sont récupérés par débordement. En fin d'opération, la liqueur contient 94 % du nickel et du cobalt extraits. Les solides résiduels, sous forme de pâte épaisse, sont envoyés vers une unité de traitement.
- ***Etape 4 : Neutralisation partielle.*** La liqueur recueillie contient de nombreuses impuretés en solution ainsi qu'un reste d'acide non consommé par les réactions chimiques. Elle subit donc une série de traitements afin de la rendre moins acide et la purifier. L'acide résiduel est neutralisé avec du calcaire et de la chaux et forment un précipité : du **gypse** (plâtre). Le fer, le chrome, l'aluminium et la silice sont également précipités sous forme d'**hydroxydes solides** et sont séparés de la liqueur par décantation et filtration. Le gypse et les hydroxydes de métaux sont envoyés sous forme de pâte vers une unité de traitement des résidus solides.
- ***Etape 5 : Extractions par solvant.*** L'élimination finale des impuretés résiduelles de la liqueur (zinc, magnésium, manganèse, calcium) et la phase de concentration du nickel et du cobalt sont assurées par l'ajout de divers **solvants organiques**. Un premier mélange de solvants capte sélectivement le nickel, le cobalt et le zinc, mais laisse dans la liqueur les autres impuretés. Une étape supplémentaire permet alors de concentrer les trois métaux d'un facteur 20 à 30. La solution finale ne contenant plus que le nickel et le cobalt est alors envoyée dans un circuit d'extraction secondaire, où les deux métaux sont séparés dans deux solutions pures et distinctes : du chlorure de nickel et du chlorure de cobalt.
- ***Etape 6 : Obtention des produits finis commercialisables***. La solution de chlorures de nickel est envoyée vers une unité de pyrolyse à 800°C avec un mélange d'air et de gaz naturel

pour former de petites billes solides d'oxydes de nickel. La solution de chlorures de cobalt est neutralisée pour former du carbonate de cobalt de couleur pourpre.

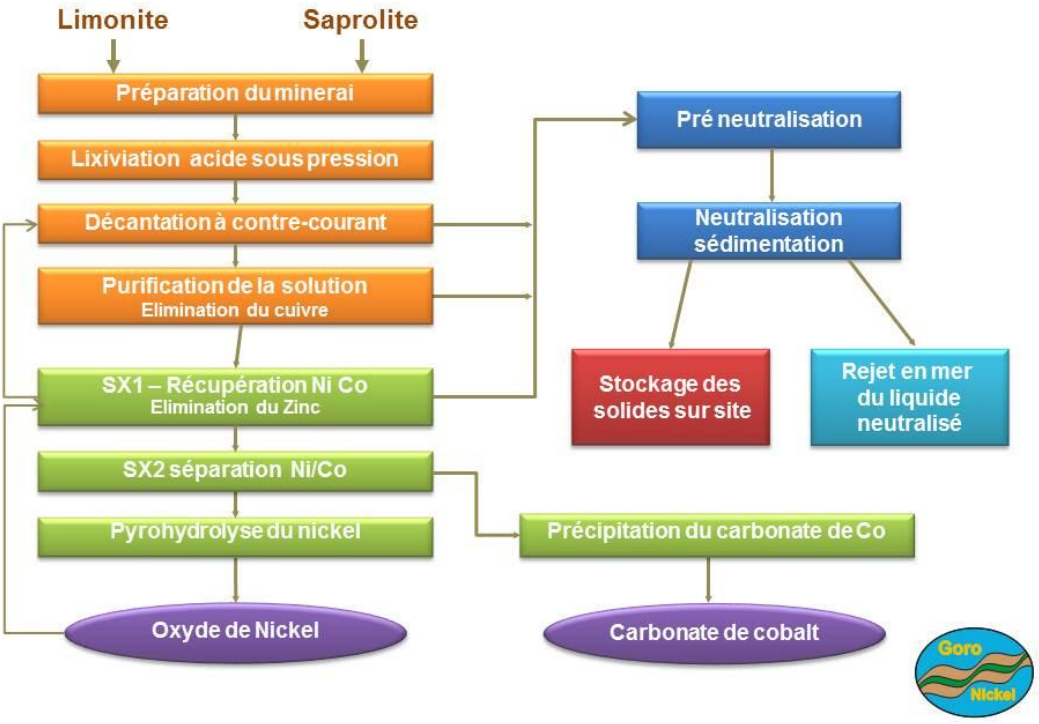


Figure 6 : Schéma simplifié du procédé d'extraction du Ni et Co par attaque à l'acide sulfurique. Circuit de l'eau d'entrainement jusqu'à son injection dans le pipe-line (juin 2004, modifié en 2007, comm Vale-NC).

A chaque étape de ce procédé, les fractions liquides et particulaires issues des phases de clarification des pulpes sont envoyées vers des unités de traitements aboutissant à deux types de résidus : des **résidus solides épaissis** (5,3 millions t/an), ceux-ci aboutissant à un **stockage** dans le parc à résidus et des volumes de **résidus liquides** (13 millions de m^3/an). Pour ces derniers, l'élimination ou le recyclage complet de ces énormes quantités sont techniquement impossibles et/ou financièrement inenvisageables :

- soit, en raison des fortes teneurs en magnésium et en sulfates de calcium (gypse) dans le cas de la mise en place de procédés d'osmose inverse ou de séparation membranaire qui sont, en outre, forts consommateurs d'énergie ;
- soit, du fait des fortes précipitations atmosphériques (3,5 m/an) bien supérieures aux possibilités d'évaporation naturelle (1 m/an). Un procédé d'évaporation forcée pourrait être utilisé mais il demanderait, là aussi, de produire d'avantage d'énergie (doublement de la production actuelle).

La solution du rejet en mer après traitement adéquat a donc été jugée comme étant la mieux adaptée par le MEEDAT (2008).

En sortie d'unité de traitement, ces résidus liquides sont dilués avec 7% d'eau de mer puis sont

rejetés dans le Canal de la Havannah par l'intermédiaire d'un pipeline sous-marin de 23 km de long partant du port ; le dernier kilomètre, situé au large de la Baie Kwé, est percé de 200 trous assurant la diffusion pour une meilleure dispersion de l'effluent (Figure 7)[1]. Le débit moyen annoncé du rejet est estimé entre 1 200 et 1 500 m^3/h.

Le choix du point de rejet (Figure 7) est motivé par la présence de forts courants permettant une dilution importante des effluents rejetés. Par ailleurs, cette solution a fait l'objet d'une expertise effectuée par le ministère de l'Ecologie (MEEDAT) en 2008, expertise qui a évalué les différents scenarii envisageables et conclue : « *… Au terme de son analyse des solutions alternatives au « tuyau », la mission se prononce clairement en faveur de la solution nominale proposée par l'exploitant* ».

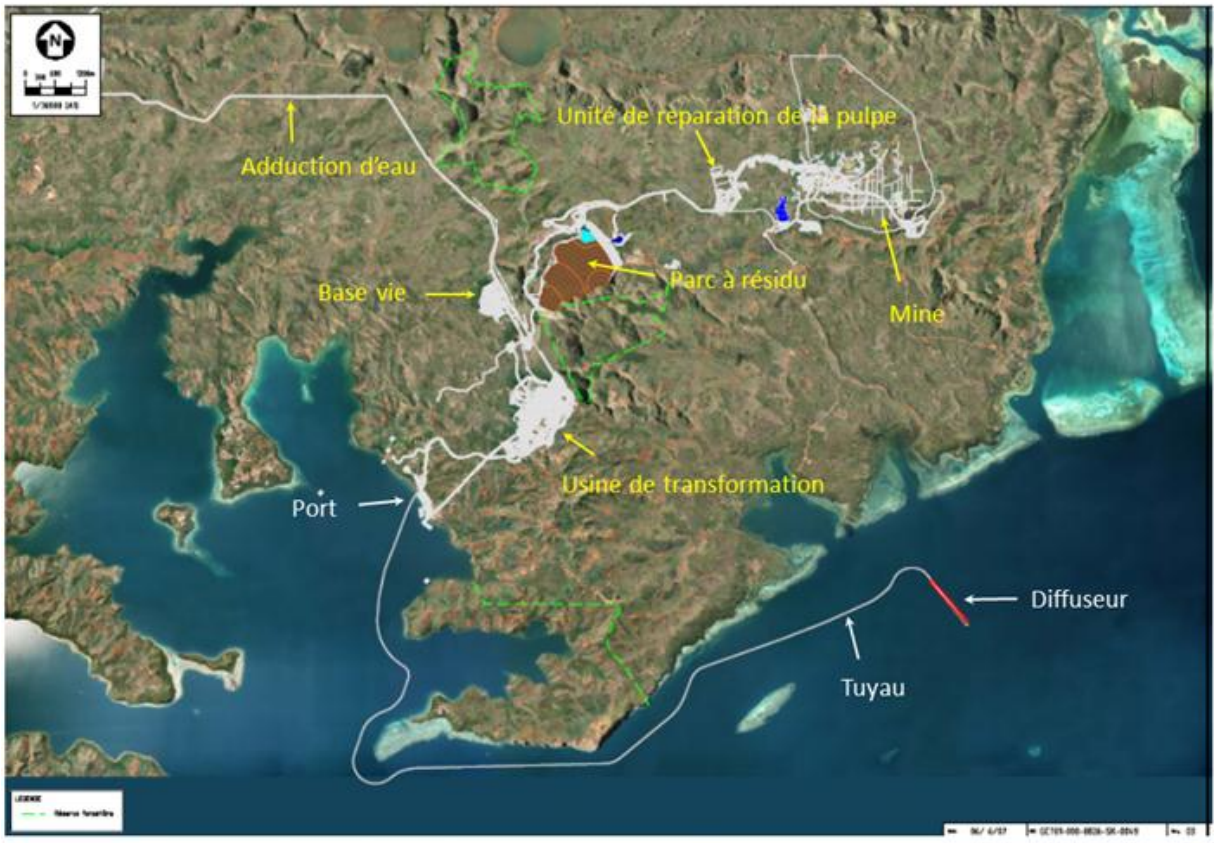


Figure 7 : Carte du tracé du pipe-line de rejet des effluents industriels depuis la sortie de l'usine (Port commercial de Vale NC) jusqu'au droit de la Baie Kwé (Canal de la Havannah, comm Vale-NC).

[1] Une alternative de rejet à l'extérieur du lagon par 250 à 300 m de fond a été envisagée. Cette solution a été abandonnée en raison, d'une part, des courants très faibles qui semblent régner et ne favorisent pas les mécanismes de dispersion, et d'autre part, les capacités techniques de surveillance, d'entretien et d'intervention très réduites sur le tuyau, à ces profondeurs, en particulier au niveau du diffuseur (colmatage potentiel par développement de concrétions).

I.2. CADRE LEGISLATIF

Le lagon de Nouvelle-Calédonie est réputé pour être le plus grand au monde et pour abriter une biodiversité récifo-lagonaire très importante. Ces caractéristiques lui ont valu d'être inscrit au Patrimoine Mondial de l'Humanité (UNESCO) depuis juillet 2008. Il existe donc un conflit d'intérêt et d'usage évident entre l'industrie minière et la sauvegarde de cette biodiversité.

Les autorités compétentes en matière d'environnement et des mines (Direction de l'Environnement - DENV de la Province Sud et Direction des Mines et de l'Energie - DIMENC de Nouvelle-Calédonie) ont donc nécessairement dû réglementer, au plan environnemental, le développement de l'industrie minière en province Sud. Cette réglementation est basée sur l'obligation qu'a l'industriel de réaliser d'une part des études de caractérisation initiale (état de référence) des milieux terrestres, dulcicoles et marins préalablement à toute activité, et d'autre part, d'étudier l'impact potentiel de ses activités et rejets sur ces milieux. En fonction des conclusions, l'autorisation d'exploiter est alors accordée par la Province via arrêtés ICPE (Installations Classées pour la Protection de l'Environnement).

Ainsi, les grandes étapes qui ont concerné la problématique environnementale du milieu marin liée au projet minier du sud (Vale-NC) sont résumées ci-dessous :

- Le **15 janvier 2002,** Goro Nickel dépose à la province Sud son dossier de demande d'autorisation d'exploiter des installations classées (ICPE). L'industriel y indique notamment que les effluents rejetés auront une concentration moyenne en manganèse de 100 mg/L environ, soit 100 fois supérieure à la limite de rejet autorisée en France pour ce métal. Le 29 mars 2002, le commissaire-enquêteur émet un avis défavorable suite à la première enquête publique ;
- La province Sud demande une Expertise INERIS/Ifremer dans le cadre de l'instruction du dossier ICPE. Un rapport de synthèse intitulé « *Analyse critique du dossier de demande d'autorisation du Projet Goro Nickel* » lui est remis le **15 août 2002.** Les experts y indiquent un total de 38 recommandations portant sur l'amélioration du design de l'émissaire proposé, sur des études complémentaires à réaliser, et sur l'amélioration du suivi environnemental envisagé par l'industriel. Goro Nickel fournit ensuite des compléments d'informations pour répondre aux recommandations ;
- Sur la base de ces compléments apportés par Goro Nickel, le service instructeur de la province Sud demande à l'INERIS de lui fournir une seconde expertise. Son rapport « *Analyse critique de l'acceptabilité du niveau de rejet de manganèse dans le milieu marin* » est remis par l'INERIS à la province Sud le **15 décembre 2003** ;
- De nombreux compléments d'information ayant été obtenus, l'industriel et la province Sud décident après une mise à jour du dossier en **mars 2004** de le soumettre à une seconde enquête publique. A l'issue de celle-ci, le commissaire-enquêteur émet le **6 août 2004** un avis favorable assorti de 13 recommandations et d'une réserve ; la première recommandation est de rejeter dans le Canal de la Havannah des eaux résiduaires dont la teneur moyenne en manganèse ne dépasse pas 1 mg/L ;
- Le **7 octobre 2004,** la province Sud crée un Comité de pilotage du projet industriel du Sud et un *Comité d'Information, de Concertation et de Surveillance sur les impacts environnementaux de l'usine* ;

- Le **9 octobre 2004**, la province Sud demande qu'une tierce expertise soit à nouveau réalisée, cette fois-ci sur le thème du rejet en mer de l'effluent par un groupe de chercheurs extérieur à la Nouvelle-Calédonie. Le groupe a été dirigé par le Dr Jean-Charles Massabuau, directeur de recherche au CNRS (UMR 5805 EPOC, Université de Bordeaux), accompagné de Bernard Roux, Peter Campbell et Bernard Monnin ;
- Le **15 octobre 2004**, la province Sud émet l'Arrêté provincial n°1769-2004/PS autorisant Goro Nickel à exploiter son usine de traitement de minerai de Ni et Co ;
- En **mars 2005**, l'industriel lance un appel d'offre international pour la réalisation d'un programme de recherches portant sur l'évaluation de l'impact du futur effluent en mer. L'Unité de Recherche « CAMELIA » de l'Institut de Recherches pour le Développement (IRD), basée à Nouméa, est sélectionnée par l'industriel et débute un programme pluridisciplinaire d'une durée de 3 ans : le programme associe la modélisation hydrodynamique, la sédimentologie, la géochimie et l'écotoxicologie ;
- En **novembre 2006**, les chercheurs formant le groupe de la tierce expertise remettent leur rapport à la province Sud. Sur la base des diverses expérimentations réalisées dans ce cadre, ils préconisent notamment de réduire la concentration en manganèse de l'effluent de 100 à 10 mg/L confirmant ainsi la position du commissaire enquêteur dans ses recommandations (6 août 2004). L'industriel décide ultérieurement de réduire de 10 à 20 fois ce seuil pour le ramener au-dessous de la limite réglementaire de rejet en France, soit 1 mg/L grâce à l'ajout d'une nouvelle technologie à son usine de traitement des effluents ;
- En **juillet 2007**, l'arrêté ICPE concernant le port de commerce est délivré ;
- L'avis favorable des experts de l'IUCN (International Union for Conservation of Nature) à l'inscription de 6 zones du lagon calédonien au patrimoine de l'UNESCO est obtenu en **juillet 2008**. 5 zones sont situées en dehors des bandes côtières jouxtant mines et agglomérations. La 6ème zone, celle du Grand Lagon Sud, présente une zone tampon qui jouxte le projet Vale NC, avec avis favorable de l'IUCN ;
- En **juillet 2008**, une contre-expertise MEEDAT est demandée par la Province sud au Ministère de l'écologie, de l'énergie et du développement durable (MEEDAT), elle porte sur les solutions alternatives au rejet de l'effluent traité avec une écoute des associations opposées. Elle est conduite par l'ingénieur J.P Leteurtrois qui rend ses conclusions (favorables au rejet) et des recommandations.
- Le **27 septembre 2008**, la signature du Pacte pour le Développement Durable du Grand Sud est apposée. Le CICS donne un avis favorable, ce qui permet ;
- Le **9 octobre 2008**, l'arrêté ICPE regroupant l'usine d'extraction et l'usine de préparation des minerais ainsi que l'arrêté ICPE dédié au parc à résidus de la Kwé ouest sont accordés. Ces trois arrêtés (avec celui du port) constituent les documents qui encadrent aujourd'hui les conditions d'exploitation de l'usine ;
- En **mars 2009,** est signée la Convention pour la Conservation de la Biodiversité entre la province Sud et Vale NC qui encadre les suivis de l'ensemble des milieux récepteurs dans une démarche de protection globale de la biodiversité et d'une globalisation des effets

du projet (port, usine, mine et auxiliaires). Les mesures compensatoires en faveur de la biodiversité constituent le second volet de cette convention et elles sont établies sur la base des effets résiduels du projet global ;

- **Fin 2009,** l'IRD remet à l'industriel ses rapports relatifs à l'impact potentiel de l'effluent dans le Canal de la Havannah et la Baie du Prony. Les premières campagnes des suivis environnementaux consécutifs aux définitions des différents états de références sont initiées.

Chapitre II - SYNTHESE DES ETUDES D'IMPACT

L'évaluation de l'impact des rejets industriels de Vale-NC a nécessité d'acquérir une connaissance aussi exhaustive que possible du milieu naturel (cf. Volume 1) afin d'être en mesure de prédire la réactivité géochimique des effluents, leur dispersion et les conséquences potentielles sur le compartiment biologique. De manière plus précise, l'objectif a été la **mise en place d'un programme scientifique pluridisciplinaire de recherche** (« Programme Prédictif ») afin de conduire les actions à différentes échelles spatiales et temporelles afin de :

- déterminer la réactivité géochimique de l'effluent au contact des eaux de mer et des matières en suspension (MES) qu'elles transportent. A l'issue de cette étude, il a été modélisé l'évolution de la composition géochimique en termes de répartition des formes dissoutes et particulaires dans le milieu marin ;
- évaluer l'étendue spatio-temporelle du rejet (panache) dans l'écosystème lagonaire du sud calédonien et calculer les facteurs de dilution ; compte tenu de sa vocation largement prédictive, cette étude s'est focalisée sur la modélisation hydrodynamique pour le transport des fractions dissoutes et particulaires ;
- évaluer les impacts biologiques à travers des outils expérimentaux de type bioessais adaptés à la détection précoce de la toxicité potentielle dans un écosystème tropical lagonaire.

REACTIVITE GEOCHIMIQUE DES EFFLUENTS

Dans son rapport de synthèse des études géochimiques conduites entre 2000 et 2003 par le CSIRO (Goro-Ni, 2004a ; 2004b), l'INERIS (2004) précisait à propos du comportement du manganèse dans le milieu marin que «*…les connaissances scientifiques et techniques actuelles ne permettent pas à ce jour de conclure et surtout de quantifier les effets tant à court terme qu'à long terme »*. Dans une démarche d'évaluation prédictive, l'INERIS formulait alors une recommandation supplémentaire : « *…Une modélisation numérique prévisionnelle permettra ensuite de disposer d'estimations fiables à long terme (20 ans). L'aspect « géochimie et transport » des particules devra être intégré de manière pragmatique à la démarche d'actualisation, en tenant compte des caractéristiques du milieu* ».

Sur la base de cette recommandation, l'IRD et le CEA ont mis en place le **programme prédictif** « *Etude sur le comportement, la dispersion et les effets biologiques des effluents industriels de Goro-Nickel dans le lagon sud de la Nouvelle-Calédonie »* qui avait pour dessein de modéliser le comportement géochimique de l'effluent au contact de l'eau de mer et son devenir. En d'autres termes, il s'agissait de dénombrer, puis de comprendre les réactions chimiques qui pouvaient être envisagées entre les particules en suspension du milieu naturel et les métaux présents dans l'effluent lorsque celui-ci entre le Canal de la Havannah.

L'étude du devenir des polluants potentiels, à moyen et long terme, a donc nécessité, dans un premier temps, d'assimiler la phénoménologie réactionnelle ; les objectifs étaient la quantification, la modélisation puis la simulation du comportement géochimique des métaux (réactions de précipitation/dissolution, adsorption/désorption, co-précipitation, etc) après leur rejet en mer.

DISPERSION DES EFFLUENTS

L'ensemble des travaux a donc permis d'aboutir à un modèle géochimique simplifié (modèle opérationnel : « MOP ») des réactions géochimiques. Le MOP a ensuite été associé à un modèle hydrodynamique de transport des formes dissoutes et particulaires ; le couplage des deux modèles permettant de simuler le devenir du panache de l'effluent autant dans sa dimension hydrodynamique que géochimique.
Le modèle de transport devant donc permettre la simulation du transport des formes dissoutes et particulaires en fonction des éléments forçants, il a ainsi été proposé d'implémenter pour le lagon sud de Nouvelle-Calédonie un modèle hydro-sédimentaire tridimensionnel (MARS-3D, Ifremer) comprenant deux modules imbriqués :

- le premier autorise les simulations avec une maille de 540 mètres qui couvre entièrement les lagons sud et sud-ouest ;
- le deuxième, avec une maille de 180 mètres, est centré sur une zone qui va de l'île Ouen au large de la passe de La Havannah et couvre depuis la Baie du Prony jusqu'à la réserve Merlet.

Un troisième modèle avec une maille à 60 m a été imbriqué ultérieurement uniquement dans le champ proche de l'émissaire pour des calculs précis de dilution de l'effluent. Ce modèle raffiné a été validé par un traçage colorimétrique. Enfin, ce modèle hydrodynamique (MARS-3D) présente l'avantage d'être couplé à un modèle météorologique à méso-échelle (WARF ; cf. Volume 1).

TOXICITE POTENTIELLE DE L'EFFLUENT

Dans le cadre du précédent dossier de demande d'autorisation au titre de l'arrêté ICPE de 2004, la société Goro Nickel prévoyait le rejet d'un effluent contenant du manganèse dissous à une concentration de 100 mg/L. Le pétitionnaire avait alors retenu un organisme de recherches australien, le CSIRO, pour la réalisation d'études d'écotoxicité destinées à fournir une première évaluation du risque toxique des effluents pour l'environnement marin. Trois séries d'essais ont ainsi été réalisées entre 2001 et 2003 sur une variété d'organismes dulçaquicoles et marins, à partir d'échantillons d'effluents provenant de l'usine-pilote de Goro Nickel en Nouvelle-Calédonie (2001) ou de la mini usine-pilote d'Inco Technical Services Limited (ITSL) en Ontario (Canada).

Le dossier de demande d'autorisation ICPE de 2004 a fait l'objet, dans son analyse critique de 2003 réalisée par l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS), des réserves suivantes concernant les études d'écotoxicité réalisées :

1- **L'absence de garantie sur la représentativité de l'effluent testé** : « *Le délai de 15 mois entre la génération de l'échantillon et son utilisation lors des tests d'écotoxicité...* » ;

2- **Le choix des espèces retenues pour la réalisation des tests,** celles-ci étant pour la plupart des « *espèces plutôt inféodées aux eaux tempérées, ou absentes des eaux* [tropicales] *de la Nouvelle-Calédonie* » ;

3- **Le choix des tests de toxicité réalisés,** dont un seul a été considéré par l'INERIS comme étant un test de toxicité chronique ;

4- **La méthodologie de calcul du risque,** basée sur la réglementation australienne et néo-zélandaise (Guide de la Qualité des Eaux ANZECC/ARMCANZ, 2000), sensiblement différente et considérée comme étant moins protectrice que la méthodologie européenne

présentée dans le Technical Guidance Document (TGD) (ECB - European Chemical Bureau, 2003).

Sur la base de ces réserves, l'INERIS a formulé 3 recommandations destinées à l'amélioration des connaissances en matière de toxicité de l'effluent. Afin de répondre à ces recommandations, deux programmes scientifiques pluridisciplinaires ont été initiés en parallèle :

- l'un par le comité de contre-expertise mandaté par la province Sud (réalisé entre 2005 et décembre 2006), et
- l'autre par le Centre IRD de Nouméa (Unité de Recherches 103 « CAMELIA ») conduit entre 2006 et 2009.

II.1. REACTIVITE DES EFFLUENTS AVEC L'EAU DU LAGON

Cette étude a été réalisée au laboratoire LMTE du CEA-Cadarache (Jullien et al., 2007, Bodeï et Pointeau, 2008 ; Bodeï et al., 2008, Bodeï et Pointeau, 2009a et 2009b).

L'étude expérimentale de la réactivité géochimique des effluents et sa modélisation ont été conduites sur la base des deux points clefs suivants :

1. La prise en considération de la composition des effluents obtenue après la dissolution d'un minerai représentatif (type C5), testé à l'usine pilote de Goro-Nickel, Inco, Mississauga, Canada ;
2. La réalisation d'expérimentations en laboratoire sur un **effluent de synthèse** dont la composition chimique se base sur une valeur moyenne des 4 scénarii de fonctionnement de l'usine (Tableau 1).

En effet, en l'absence de rejets réels au moment du lancement du programme de recherches, la synthèse d'un effluent a été nécessaire pour conduire les expériences de laboratoire.

Tableau 1 : Paramètres descriptifs des 4 différents scenarii qui peuvent affecter la composition des effluents rejetés en mer (données fournies par Goro-Ni, janvier 2007). L'effluent de synthèse possède une composition moyenne qui intègre les 4 cas de figure ; le scenario 3, étant le plus pénalisant en raison de l'arrêt programmé d'un four à chaud pour des raisons de maintenance pendant 6 semaines tous les 3 ans.

SCENARIO	TYPE	Teneur en Mg dans le minerai (%)	Apport en eau de pluie (m/an)	Nb four à chaux en opération	Débit (m^3/h)	Densité effluent (kg/m^3)
1	Opération standard	2,4	3	2	1220	1002
2	Forte teneur en Mg	3,5	3	2	1205	1011
3	Opération maintenance	2,4	3	1	1210	1014
4	Fortes précipitations	2,4	> 3	2	3050	1001

II.1.1. Données initiales

A partir des résultats d'analyses de minerai et de modélisation industrielle (INCO, Mississauga, Canada), l'effluent de synthèse a été élaboré de telle manière à être en concordance avec les caractéristiques du procédé complémentaire adopté pour la réduction des émissions de manganèse. Ainsi, la valeur de Mn total (dissous + particulaire) a été ramenée à 1 mg/l (au lieu des 10 mg/L

recommandés par la tierce expertise commanditée par la province Sud et rendue en novembre 2006), celle de SO_4 étant supérieure à 20 000 mg/l. (Tableau 2 et Tableau 3).

Tableau 2 : Composition des effluents (scénario 3) retenue pour l'étude de la réactivité géochimique des effluents avec le milieu lagonaire.

PARAMETRES DE L'EFFLUENT EN SORTIE DE DECANTEUR				
Paramètres physico-chimiques	**Concentration/valeur**		**Eléments mineurs**	**Concentration (mg/L)**
Débit (m3/h)	1210		**Al**	0 ,2
Température au diffuseur (°C ICPE)	37-40		**Co**	0,05
Particules total (mg/L)	<10		**Cr total**	0,05
Densité mesurée	1016		**CrVI**	0,02
pH	6n6-7		**Fe**	0 ,6
Eh	350-400 mV		**Ni**	0,1
Mg (mg/L)	3900		**Si**	0,05
Ca (mg/L)	650		**Zn**	1,5
Na (mg/L)	1200		**Eléments traces**	**Concentration (mg/L)**
Teneur totale en Mn (mg/L)	< 1		**As**	0 ,001
Teneur en Mn particulaire (mg/L)	0,3		**Cd**	0,0003
SO4 (mg/L)	16600		**Cu**	0,001
Cl (mg/L)	2100		**Pb**	<0,001
Carbonates (HCO3, CO3) (mg/L)	?			

II.1.2. Description de l'étude expérimentale

Dans l'étude du comportement de l'effluent industriel en milieu lagonaire, si la connaissance des caractéristiques de cet effluent a été primordiale, celle des milieux que celui-ci rencontre à la sortie du diffuseur, l'est tout autant. La caractérisation du milieu récepteur a été conduite consécutivement à trois étapes successives et complémentaires.

Dans une première étape, une stratégie expérimentale a été mise en place qui a consisté à :

- définir les caractéristiques physico-chimiques des fractions dissoutes et particulaires de l'effluent de synthèse nécessaires aux expérimentations ;
- définir le milieu récepteur (Canal de la Havannah). Cette étape a été, en grande partie, réalisée pendant la définition de l'état de référence (cf. Volume 1/3). Toutefois, cette caractérisation a été complétée par des analyses de chimie réactionnelle sur les MES (capacités d'échanges, surface spécifique,...) pour permettre la modélisation des phénomènes de fixation des métaux ;
- décrire la réactivité de l'effluent[2] en prenant en compte les espèces chimiques reconnues comme particulièrement impactantes pour l'environnement ou d'intérêt, comme le manganèse ;
- peaufiner la caractérisation (variabilité) de l'eau de mer pompée en Baie du Prony et injectée en tête de tuyau. Cet apport d'eau de mer (80 m^3/h) est nécessaire pour la dilution

[2] La réactivité de l'effluent est définie comme la capacité des éléments qui le composent, ici essentiellement les métaux, à réagir chimiquement plus ou moins rapidement pour, par exemple, former des complexes ou s'adsorber sur des supports solides. La détermination de ces réactions et particulièrement leur quantification permet d'anticiper les phénomènes potentiels d'accumulation ou de relargage des polluants. Cette étape est essentielle pour la simulation.

du gypse néoformé contenu dans l'effluent avant son rejet en mer et ainsi éviter sa précipitation en masse dans le tuyau.

Dans une deuxième étape et à partir des informations collectées précédemment, il a été mis en place l'étude expérimentale de la réactivité géochimique de l'effluent au contact des eaux de dilution (Baie du Prony) et du milieu récepteur à la sortie du tuyau (Canal de la Havannah). Dans cet objectif, les étapes suivantes ont été réalisées :

- calculs préalables de modélisation géochimique simulant la mise en contact de l'effluent avec les deux types d'eau, à savoir de l'eau de la Baie du Prony (injection en tête de tuyau) et de l'eau du Canal (sortie des rejets) afin notamment de montrer ou non l'effet des particules naturelles sur le piégeage de certains éléments métalliques présents dans l'effluent ; les cinétiques réactionnelles ayant bien évidemment été prises en compte ;
- tests géochimiques en laboratoire pour valider les modélisations effectuées et permettre l'acquisition de certains paramètres faisant défaut comme des constantes thermodynamiques et cinétiques nécessaires aux modèles ;
- tests de microbiologie en laboratoire pour estimer les phénomènes de relargage potentiels des métaux sorbés sur les particules, en fonction des conditions redox du milieu.

La dernière étape de l'étude a été la réalisation du couplage entre les modèles géochimiques opérationnels obtenus (MOP) et le modèle de transport MARS-3D (cf. Volume 1). Cette étape a permis de cerner le devenir temporel et spatial du panache formé par les effluents rejetés.

II.1.3. Résultats

Les sections suivantes résument l'ensemble des résultats de caractérisation obtenus pour l'effluent synthétisé en laboratoire et les matières en suspension prélevées dans le milieu naturel. Les résultats de modélisation, de simulation géochimique ainsi que ceux concernant les études expérimentales de rétention des métaux sur les particules naturelles et d'évaluation de l'impact microbiologique sur le relargage des métaux, sont également traités ci-dessous.

II.1.3.a. CARACTERISATION DE L'EFFLUENT de SYNTHESE

(1) Composition de la fraction dissoute de l'effluent de synthèse

L'analyse chimique des fractions dissoutes de cet effluent de synthèse indique que les compositions attendues et expérimentales divergent sensiblement. En effet, les concentrations de la plupart des éléments métalliques atteignent seulement 50% de la valeur théorique, exception faite de Zn qui n'est plus mesurable (<LQ). Toutefois, certains éléments majeurs sont en concentrations proches des valeurs théoriques, contrairement à Ca, Mg et notamment Fe qui n'est plus mesurable (Tableau 3).

Les analyses chimiques de la fraction dissoute laissent entrevoir qu'une partie des métaux (Fe, Cr, Co, Ni et Mn) introduits lors de la synthèse de l'effluent s'est associée plus ou moins fortement à une fraction particulaire néoformée ; le calcium et magnésium ont totalement disparu de la phase dissoute.

Tableau 3 : Composition chimique théorique de la fraction dissoute de l'effluent de synthèse (données INCO Mississauga, Canada) ; concentrations introduites pour la synthèse de l'effluent de laboratoire et concentrations obtenues à pH8.

	Caractérisation de l'effluent de synthèse			
	Valeurs Théoriques (mg/L)	Concentrations Introduites (mg/L)	Concentrations à pH 8 mesurées (mg/L)	% dissous (< 0.2 µm)
SO4	16600	16600	15075 ± 10	90.8
Cl	2100	2100	1617 ± 1	77
Cr	0.05	0.07	0.03 ± 0.01	42.9
Co	0.05	0.05	0.02 ± 0.01	40
Ni	0.1	0.1	0.0436 ± 0.004	43.6
Mn	0.7	0.7	0.35 ± 0.02	50
Fe	0.6	0.6	< 0,006	*nd*
Al	0.2	0.2	0.0148 ± 0.004	7.4
Zn	0.05	0.05	< 0,005	*nd*
Si	1.5	1.5	1.30 ± 0.01	86.7
Mg	3900	3900	/	/
Ca	650	650	/	/

(2) *Composition de la fraction particulaire de l'effluent de synthèse*

La fraction particulaire de l'effluent de synthèse a été obtenue par filtration à 0,2 µm et sa composition chimique a été déterminée grâce aux 4 différentes méthodes analytiques suivantes :

Granulométrie : L'observation macroscopique a montré la formation lente de particules dont la granulométrie était distribuée autour de 4 modes : 1,5 µm, 7,7 µm, 48 µm (mode principal) et 409 µm. Ces valeurs sont proches de celles attendues par l'industriel avec cependant seulement 3 classes annoncées : 6 µm, 60 µm et 350 µm.

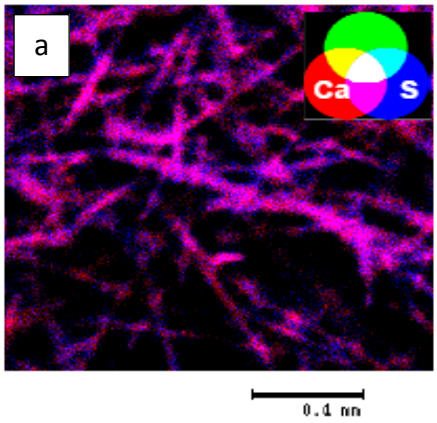
Diffractométrie de Rayons X (DRX) : Les diffractogrammes montrent la présence des pics caractéristiques du gypse (CaSO4. 2H2O). Ce minéral semble donc être la phase cristallisée majoritaire constitutive de la fraction particulaire de l'effluent de synthèse.

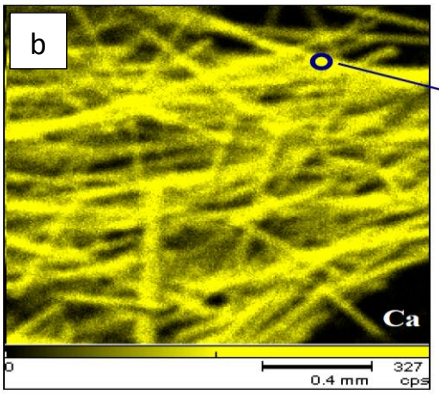
Microscopie de fluorescence X : La cartographie de répartition élémentaire effectuée sur les particules a montré la présence de fibres allongées de tailles variables, comprises entre 70 et 900 µm. Ces fibres présentent une prédominance corrélée en calcium et soufre, confirmant ainsi l'existence de gypse (Figure 8).

Le spectre µ-XRF a permis de mettre en évidence la présence de Co, Cr, Mn, Ni et Fe répartis de façon hétérogène au sein des particules de gypse. Cependant, le faisceau pénétrant en profondeur dans l'échantillon (entre 40 et 100 µm), les spectres obtenus peuvent correspondre à un mélange de phases, ce qui empêche donc de déterminer avec exactitude si les métaux énumérés ci-dessus sont ou non directement associés au gypse.

Microscopie électronique à balayage (MEB-EDS) : Les observations ont montré que les particules de l'effluent synthétique sont constituées de deux phases principales : des structures en forme de prismes allongés bien cristallisées correspondant aux baguettes de gypse et à des amas plus ou moins floconneux qui sont, soit déposés à la surface des baguettes de gypse, soit bien individualisés (Figure 9). Les analyses EDS de ces amas montrent qu'il s'agit de dépôts de sulfates-Ca/Mg et d'argiles (Al et Si) auxquels sont associés les métaux (Fe et Mn).

En revanche, les baguettes de gypse ne contiennent aucune impureté, c'est-à-dire que seul du gypse est décelé. On observe également la précipitation de quelques rares carbonates.





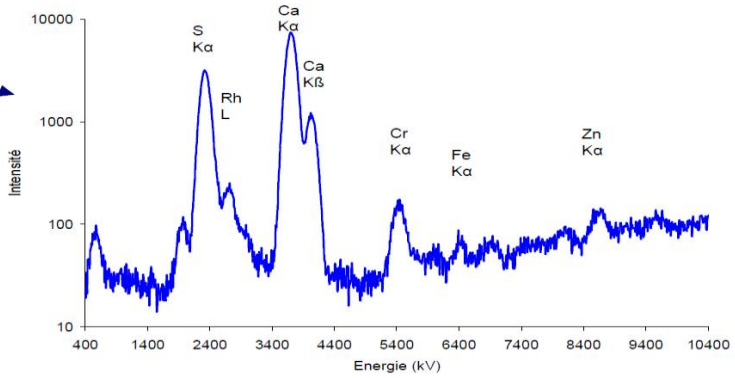
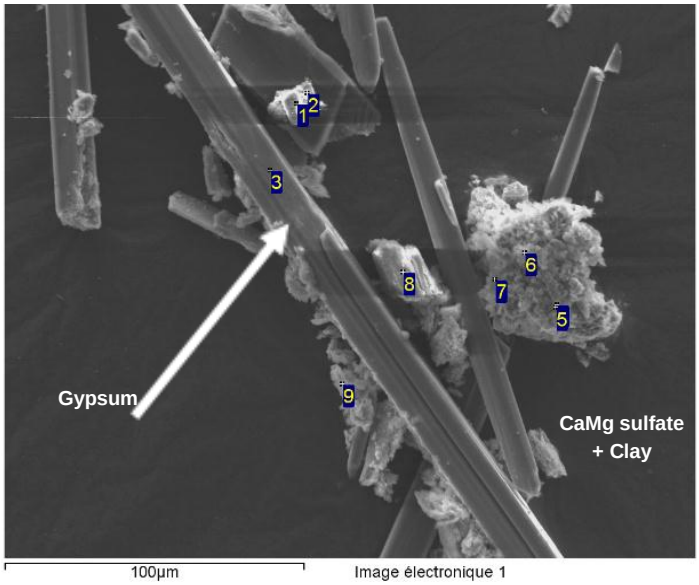
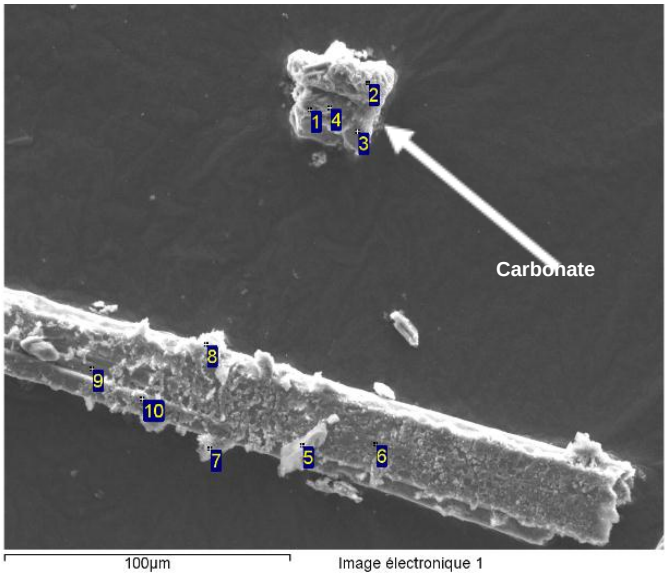


Figure 8 : (a) Carte de répartition du Ca et du S dans les particules de l'effluent synthétique (faisceau incident de 10µm ; 256x256 pixels : 1 pixel = 6 µm). (b) Carte de répartition du Ca dans les particules de l'effluent et exemple de spectre µ-XRF associé.



Spectre	O	Na	Mg	Al	Si	S	Cl	K	Ca	Fe
Spectre 1	77,84		0,61			3,76			17,79	
Spectre 2	77,27					3,28			19,45	
Spectre 3	77,22					12,09			10,69	
Spectre 4	83,70	3,91				6,83			5,55	
Spectre 5	36,93		0,74	4,77	8,20	2,86	0,65	1,26	30,22	14,38
Spectre 6	76,69		0,89		0,53	1,50			19,74	0,65
Spectre 7	41,95		1,08	9,03	20,37	4,90	0,76	5,64	13,62	2,65
Spectre 8	58,44					21,85			19,72	
Spectre 9	60,40		0,44			20,03			19,12	



Spectre	O	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	Ca	Mn	Fe
Spectre 1	58,81		0,99				4,65		35,55		
Spectre 2	84,36	0,81					0,35		14,48		
Spectre 3	76,89	0,73							22,38		
Spectre 4	77,42	0,87				0,30	0,35		21,07		
Spectre 5	62,64		3,92		0,96		16,51	1,15	14,24	0,57	
Spectre 6	66,19		2,97		0,29		15,81	0,46	13,74	0,54	
Spectre 7	73,46	1,34	11,52	1,44	2,10	0,92	3,80	1,09	0,65	1,08	2,62
Spectre 8	69,67	0,84	13,22	1,14	2,73	0,72	3,90	1,33	0,81	1,84	3,79
Spectre 9	63,84						19,10		17,06		
Spectre 10	67,38	0,43	3,03		0,42		15,49		13,25		

Figure 9 : Observation des particules de l'effluent synthétique au MEB et analyses semi-quantitatives EDS associées exprimées en pourcentage atomique. Seuls les éléments majeurs sous formes particulaires sont mesurables.

Ce qu'il faut retenir

Les analyses effectuées sur la fraction particulaire de l'effluent de synthèse ont permis de mettre en évidence la présence de nombreuses particules de gypse bien cristallisées. D'après les analyses chimiques, une partie des métaux (Fe, Cr, Co, Ni et Mn) introduits lors de la synthèse de l'effluent forme la fraction particulaire. Les analyses ponctuelles effectuées par µ-XRF et MEB-EDS ont montré l'association de ces métaux à des amas souvent déposés à la surface des baguettes de gypse. Il a aussi été observé la précipitation de carbonates de calcium ($CaCO_3$).

De manière générale, ces résultats expérimentaux sont en accord avec les calculs qualitatifs effectués au préalable (modélisation) à partir de la composition théorique de l'effluent. Toutefois, la quantité de particules effective (1g/l) est très supérieure à la limite prévue par l'industriel (< 10 mg/l) et la taille des baguettes de gypse peut atteindre 400 µm, alors qu'une taille comprise entre 1 et 10 µm est attendue. Il faut cependant prendre en compte que les résultats fournis par l'industriel s'entendent après l'élimination d'une partie de charge par traitement physique (filtration sur bain de sable).

II.1.3.b. CARACTERISATION DES MATIERES EN SUSPENSION NATURELLES

(1) *Etudes qualitatives (DRX[3] et IRFT[4])*

L'effluent sera en contact avec des eaux pouvant interagir avec lui d'un point de vue physico-chimique. Il a donc été indispensable de préciser les caractéristiques des particules provenant du Canal de la Havannah, lieu de rejet, voire de la Baie Kwé qui déverse dans le lagon des MES et de la Baie du Prony en raison de l'injection de 80 m^3/h d'eau de mer en tête de ligne.

Canal de la Havannah : Les MES sont principalement composées de carbonates de calcium, aragonite et calcite magnésienne partiellement substituée (Figure 10). Une faible quantité d'oxy-hydroxydes de fer (FeO(OH)) est présente sous la forme de lépidocrocite et de goethite. Ces analyses confirment la double origine terrigène et marine des particules annoncées lors de la définition de l'état de référence (cf. Volume 1).

Baie Kwé : Les MES issues de cette baie présentent des similarités avec celles du Canal de la Havannah, aussi bien en saison sèche qu'en saison humide (Figure 11) : les particules sont essentiellement calciques (calcite magnésienne et aragonite). Les oxy-hydroxydes de fer (goethite et lépidocrocite) y sont cependant plus abondants. On note également des traces d'oxy-hydroxydes d'aluminium (Gibbsite).

Baie du Prony : Les MES de cette baie présentent une minéralogie distincte de celles collectées dans le Canal de la Havannah et dans la Baie Kwe. De plus, le spectre DRX de l'échantillon de la saison sèche montre des phases amorphes non identifiées (Figure 12).

Une forte composante détritique essentiellement constituée d'argile (kaolinite) et d'oxy-hydroxydes d'aluminium (gibbsite : AlO(OH)) caractérise cette MES. La kaolinite semble mal

[3] DRX = Diffractométrie de Rayons X.

[4] IRFT = spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier.

cristallisée mais cette hypothèse peut être contredite par la coexistence d'un autre phyllosilicate qui peut perturber la mesure. On retrouve la fraction calcique (calcite magnésienne et aragonite) ainsi que les oxy-hydroxydes de fer (goethite et lépidocrocite) identifiés dans les MES de la Havannah et de la Baie Kwe. Dans cet échantillon, la calcite pure (CaCO3) est bien cristallisée, mais les carbonates sont moins abondants que dans les échantillons de la Havannah.

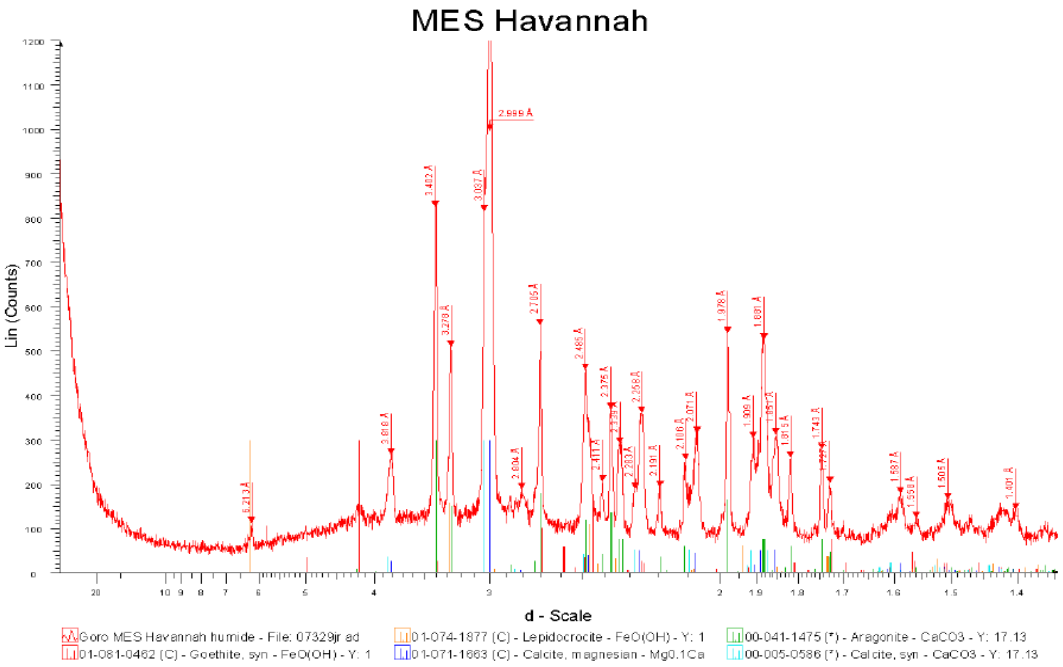


Figure 10 : Diffractogramme de rayons X des MES collectées dans le Canal de la Havannah en saison humide.

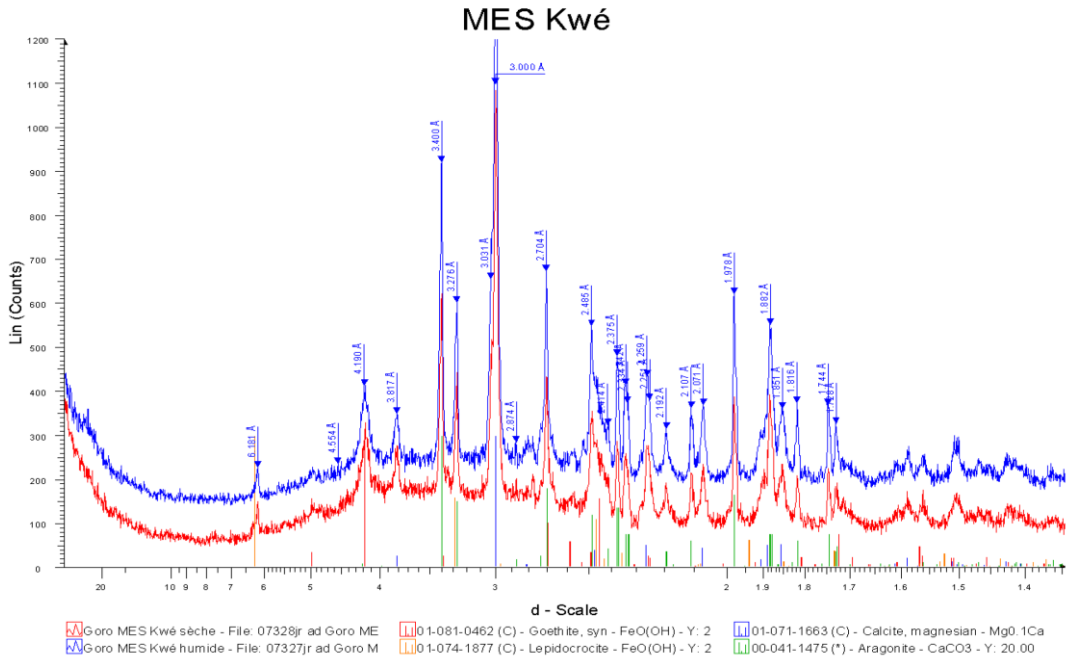


Figure 11 : Diffractogramme de rayons X des MES collectées en Baie Kwé en saisons sèche (rouge) et humide (bleu).

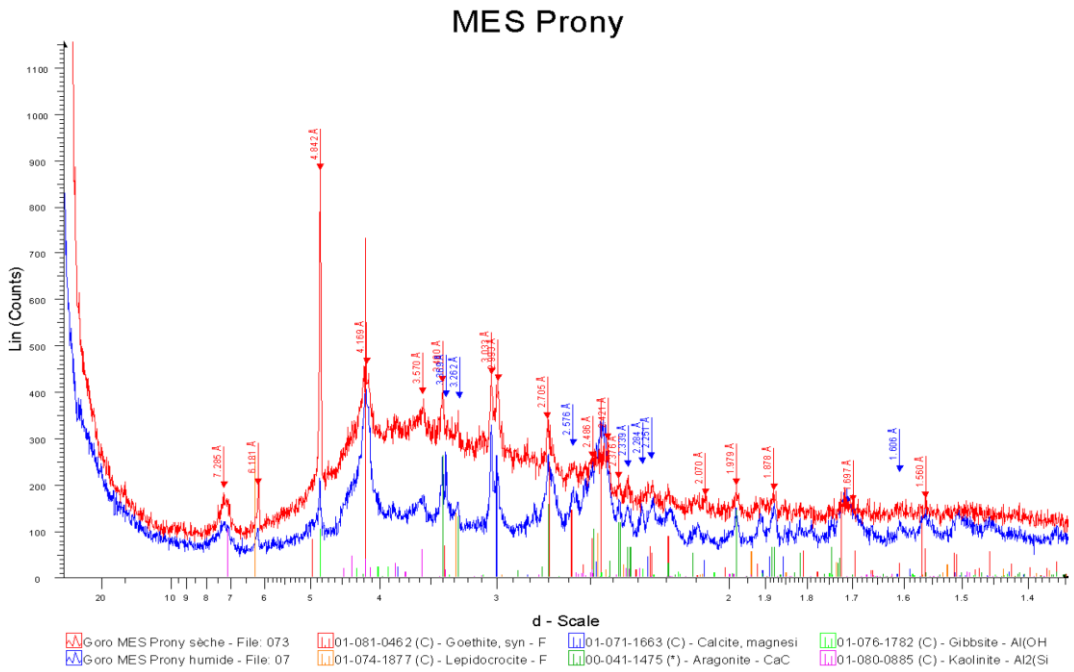


Figure 12 : Diffractogramme de rayons X des MES collectées en Baie du Prony en saisons sèche (rouge) et humide (bleu).

(2) *Etudes quantitatives (TG-DSC[5])*

Les analyses thermiques ont été effectuées sur les deux échantillons d'intérêt uniquement : les MES de la Baie du Prony qui serviront, par la suite, de référence pour les calculs de réactivité géochimique particulaire et celles du Canal de la Havannah. En effet, les études de flux (cf. Volume 1/3) ont montré que le Canal de la Havannah est alimenté en MES, notamment par les apports de la Baie Kwé ; les caractéristiques de ces deux populations offrant par ailleurs, beaucoup de similarités minéralogiques.

Compte tenu des incertitudes inhérentes à cette technique de quantification, les teneurs en minéraux sont exprimées dans une fourchette de 5%.

Les MES du Canal de la Havannah et de la Baie du Prony présentent donc la minéralogie suivante :

MES du Canal de la Havannah :

- 85 - 90% de calcite, aragonite (et calcite magnésienne Ca;0,9Mg;0,1CO3) ;
- 5 - 10% d'hydroxydes de fer (goethite, lépidocrocite) ;
- 0 - 5% de sidérite.

MES de la Baie du Prony :

- 60 - 70% d'hydroxydes de fer (goethite, lépidocrocite) et d'aluminium (gibbsite) ;
- 10 - 20% de calcite, aragonite (et calcite magnésienne Ca;0,9Mg;0,1CO3) ;
- 10 - 20 % de kaolinite ;
- 0 - 5% de sidérite.

[5] TG-DSC = Thermogravimetry and Differential Scanning Calorimetry (applications simultanées) des 2 techniques)

Ce qu'il faut retenir

Les MES provenant du Canal de la Havannah et de la Baie Kwé sont essentiellement constituées de calcite (calcite magnésienne et aragonite), et d'oxy-hydroxydes de fer (goethite et lépidocrocite). En revanche, les MES de la Baie du Prony contiennent principalement des composés détritiques issus des latérites (oxy-hydroxydes de fer et aluminium, kaolinite et gibbsite), les carbonates y sont plus faiblement représentés.

Aucune différence minéralogique significative n'a été observée qualitativement, entre les MES piégées en saison sèche et humide.

Les MES des eaux de la Baie du Prony introduites en début de conduite à raison de 80 m^3/h, se caractérisent par un potentiel d'interaction avec les métaux en raison vraisemblablement des proportions importantes en composants détritiques (argiles et oxy-hydroxydes). Cependant, les quantités d'eau injectées demeureront très faibles (7% du débit prévu par Goro-Nickel) et les concentrations moyennes de MES en Baie du Prony n'atteignent qu'assez rarement les 5 mg/L (Massabuau et al., 2006 ; Fernandez et al, 2006, 2007, 2008). Au regard du débit de l'effluent dans la conduite (1210 m^3/h), cette injection d'eau de mer en tête de ligne n'aura donc très probablement pas d'incidence sur la fixation des métaux.

A l'opposé, en sortie de diffuseur (Canal de la Havannah) les métaux vont pouvoir être piégés par les phases minérales naturelles présentant les capacités de sorption élevées (ex. : oxy-hydroxydes de fer), même si ces dernières sont en faibles concentrations.

II.1.3.c. SIMULATION DES INTERACTIONS « METAUX / MES »

Sur la base des résultats préalables de caractérisation, cette étape a permis d'étudier les réactions géochimiques, induites en particulier par le mélange des eaux du Canal de la Havannah avec l'effluent pour quantifier le partage des principaux métaux d'intérêt (Co^{2+}, Cr^{6+}, Mn^{2+}, Ni^{2+} et Zn^{2+}) entre les phases liquides et solides. Cette quantification est importante pour évaluer et simuler les phénomènes de transport des métaux issus de l'effluent à travers le domaine lagonaire.

L'approche a été abordée par la construction de modèles géochimiques recensant les mécanismes physicochimiques pouvant s'opérer à partir des données disponibles dans la littérature (Pointeau, 2008). Ces bases de modèles ont été améliorées au fur et à mesure de l'acquisition de données expérimentales propres au site et de l'accroissement de la connaissance du milieu, en particulier sur la nature de la matière organique naturelle dissoute, si celle-ci joue un rôle dans la rétention des métaux.

Les simulations préalables conduites pour cette étude ont eu pour objectif de dresser les grandes lignes de l'influence des principaux paramètres physico-chimiques sur la distribution des teneurs en métaux lourds entre les phases solides et liquides du système « *effluent – eau de mer* », à différents niveaux de dilution.

Ces résultats préliminaires ont permis alors d'estimer la complexité du modèle de rétention à coupler/intégrer dans le modèle de transport final et d'identifier les manques les plus importants en

terme de données expérimentales, comme les constantes qui régissent la rétention des métaux lourds par les MES. D'ailleurs, cette dernière a été testée directement sur les MES dans l'eau de mer avec une « *approche généralisée*[6] » ; le développement de la modélisation ayant été conduit en parallèle avec « *l'approche d'additivité*[7] », étape conduite à partir des données de la littérature sur les principaux minéraux identifiés dans les MES en vue de déterminer les paramètres physico-chimiques les plus influents. Il a été également souhaité d'évaluer la nécessité de développer un modèle propre aux MES complexes ou simplifiées.

Pour cette étude, le code de calcul choisi a été le modèle géochimique CHESS car il lui est associé une base de données thermodynamiques qui contient des valeurs de complexion pour l'ensemble des éléments constitutifs de l'effluent et de l'eau de mer. Ce choix est par ailleurs justifié par les calculs de « *chimie-transport* » à réaliser dans le champ proche du diffuseur au moyen du code Hytec (Van der Lee, 2005) qui est itératif et utilise le module CHESS.

En résumé, la méthodologie suivie pour l'étude des interactions « *métaux-MES* » a été la suivante :

1. étude de la géochimie des systèmes « *effluents- eaux de mer* » ;
2. étude de la rétention des éléments d'intérêt par les principales fractions minérales identifiées (goethite/Lépidocrocite et calcite/calcite-Mg) dans les MES, en fonction du pH et de la concentration des éléments dans la solution. Cette étape a permis d'affiner les modèles avec les données de la littérature et de tester la sensibilité des surfaces à la chimie du milieu (pH, [métaux]…) ;
3. étude de la rétention des éléments d'intérêt par les MES naturelles en fonction du pH. Cette étape a permis d'étudier l'effet d'additivité des modèles développés préalablement ;
4. étude de la dilution de l'effluent dans l'eau de mer : cette dernière étape avait pour objectif d'essayer de reproduire au plus près les conditions du système.

(1) Description des systèmes « effluent – eaux de mer »

Dans l'eau de mer (Baie du Prony et Canal de la Havannah), certains éléments sont fortement sursaturés comme le fer par exemple, mais ceux-ci sont souvent complexés par des ligands organiques. En revanche, les carbonates, autre espèce fréquemment présente à l'état de la sursaturation avec le calcium, devrait former des précipités. Toutefois, la composition chimique de l'eau de mer induit des effets cinétiques « barrières » qui limitent ce phénomène de précipitation. Parmi ceux-ci, on dénombre :

- l'effet fortement inhibiteur de Mg^{2+} (très concentré dans l'effluent !) qui empêche la précipitation des carbonates de calcium (hormis l'aragonite) ;
- les fortes concentrations en Na, Ca et Mg font que la spéciation des carbonates est constituée essentiellement de complexes avec ces éléments majeurs, ce qui diminue la réactivité de l'espèce carbonates ;

[6] L'approche généralisée (top-down) consiste à étudier la rétention de l'élément d'intérêt sur le minéral brut, dans les conditions physico-chimiques du système.

[7] L'approche d'additivité (bottom-up) consiste à développer un modèle physicochimique complet à partir des modèles développés pour chaque sous-phase minérale.

- la molalité et même encore plus, l'activité très basse des ions carbonates font que la calcite ne peut se former seulement qu'à partir des ions carbonates et non à partir des ions bicarbonates. Or à pH 8,1, l'espèce HCO3 (bicarbonates) est l'espèce majoritaire ;
- la haute enthalpie d'hydratation des ions Mg^{2+} et Ca^{2+}, qui augmente leur solubilité ;
- la présence d'ions sulfate (concentration extrêmement forte dans l'effluent) fait que les espèces $MgSO_4$ et $CaSO_4$ sont fortement présentes (part très importante de la spéciation des sulfates) et déplacent encore plus l'équilibre et rendent peu disponibles les réactifs de la calcite et de la dolomite.

Pour réaliser les calculs de sorption des métaux sur les MES des eaux de mer, des compositions simplifiées (issues de la mesure) ont été utilisées. Elles sont reportées dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Composition minéralogique simplifiée des MES collectées dans le Canal de la Havannah et la baie du Prony.

Phase	MES Prony %	MES Havannah (%)
Calcite	15	85
Goethite	70	15
Kaolinite	15	-

En ce qui concerne les oxy-hydroxydes de manganèse (HMO) de l'effluent, ces derniers ne semblent jouer qu'un rôle relativement faible sur la rétention des métaux. En effet, le taux est quasiment nul pour Co, Ni et Cd, et à peine de 8% pour Zn. Reste le cuivre qui est sorbé de façon non négligeable (environ 44 %) sur les HMO.

Ces faibles taux de rétention s'expliquent du fait :

- des concentrations réduites de HMO dans l'effluent (au maximum ~ 1 mg/L) ;
- des effets compétiteurs des ions majeurs qui sont présents à forte concentration dans l'effluent, notamment Mg^{2+}. L'effet compétiteur des métaux entre eux est quasiment nul.

(2) *Interaction « effluent-eau de mer » : premières simulations de sorption*

Les simulations ont d'abord porté pour une interaction « *effluent-phase pure* » en goethite puis calcite (Tableau 4), principaux minéraux composant dans les particules naturelles, avant de tester l'additivité des modèles pour évaluer le comportement des MES du Canal de la Havannah.

Goethite : Un modèle de sorption pour la goethite dans l'eau de mer a été mis en place à partir de paramètres issus de la littérature. En effet, une brève revue bibliographique a monté que l'effet positif des sulfates vis-à-vis de la rétention des métaux devrait être limité de par les valeurs de pH « élevées » des milieux considérés. Par contre, l'effet compétiteur de rétention de Mg^{2+} pourrait être plus significatif et doit être pris en compte.

Les résultats de simulation ont semblé cohérents et corrects, au moins du point de vue des tendances d'évolution de la rétention des éléments traces (Figure 13). Cependant, un des points d'amélioration de ce modèle aurait été de confronter les résultats expérimentaux de Balistrieri et Murray (1981) sur la rétention des majeurs par la goethite dans l'eau de mer avec un jeu de données expérimentales plus complet. En effet, il devrait prendre en compte Ca, Mg

et SO_4 mais également les silicates et les carbonates en solution ainsi que plus de résultats expérimentaux supplémentaires permettant d'ajuster les constantes d'équilibre K.

Calcite : La rétention des métaux sur la calcite est moins importante que sur la goethite. Le processus fréquemment observé est constitué d'une première phase d'adsorption rapide, suivie d'une phase plus lente de rétention assimilée à un mécanisme de formation de solution solide ou de coprécipitation comme le montre Lakshtanov et Stipp, (2007) dans leurs travaux sur la rétention du nickel par la calcite. Dans le champ proche, seuls les mécanismes de sorption rapide sont d'intérêt. La recherche bibliographique s'est donc axée sur les modèles de rétention basés sur les mécanismes de sorption.

Le modèle de rétention le plus complet développé sur la sorption des métaux est celui de Zachara et al. (1991), qui a été développé pour les éléments Ba, Sr, Cd, Mn, Zn, Co et Ni. L'ordre d'affinité trouvé pour ces éléments est Cd > Zn > Mn > Co > Ni >> Ba = Sr. Le modèle développé est un modèle d'échange entre Ca et les différents métaux, avec un équilibre du type :

$$CO3Ca+ + Me2+ \rightleftarrows >CO3Me+ + Ca2+ \ (Kex)$$

La contribution de la calcite à la rétention de métaux dans les MES ne semble donc pas être négligeable (Figure 13). Les affinités sont moins élevées que dans le cas de la goethite mais l'effet du pH est moins fort dans la gamme d'intérêt. Par contre, on observe bien un effet compétiteur de l'ion Mg^{2+} également important.

MES du Canal de la Havannah : Les simulations sont le résultat de l'additivité des deux modèles géochimiques « *goethite* » et « *calcite* » précédents (Figure 13).

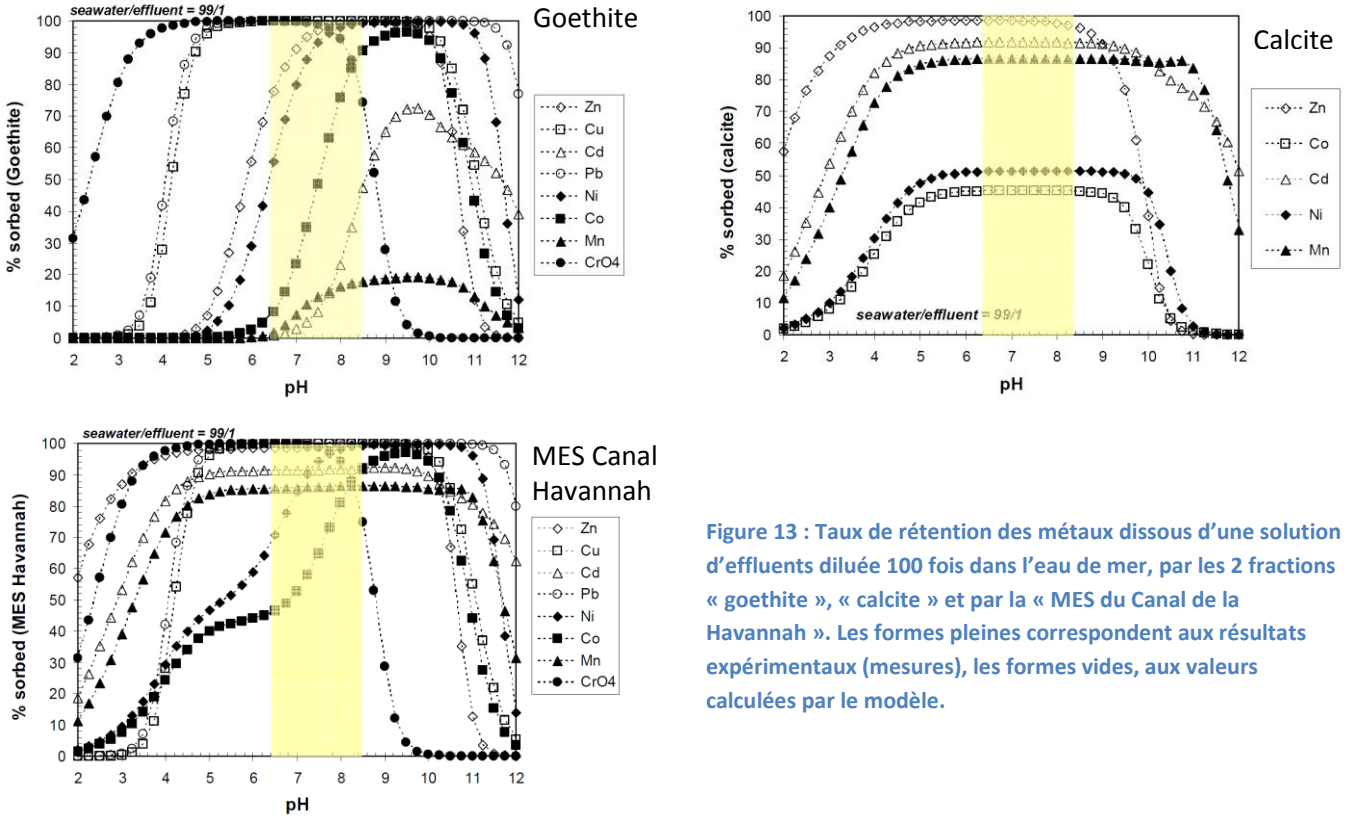


Figure 13 : Taux de rétention des métaux dissous d'une solution d'effluents diluée 100 fois dans l'eau de mer, par les 2 fractions « goethite », « calcite » et par la « MES du Canal de la Havannah ». Les formes pleines correspondent aux résultats expérimentaux (mesures), les formes vides, aux valeurs calculées par le modèle.

Elles ont montré que l'effet électrostatique est à prendre en compte car celui-ci n'est pas négligeable et est, au moins, pénalisant sur les quantités de métaux fixées par les MES. Par ailleurs, si on assimile la matière organique dissoute à de l'acide formique, alors l'effet complexant est faible sur les taux des métaux retenus.

(3) *Simulation des effets de la dilution de l'effluent*

Des simulations représentant une dilution progressive d'un facteur 0,01 à 1000 de l'effluent dans l'eau de mer (avec MES) ont été réalisées et plusieurs concentrations en MES ont également été testées (Figure 14). D'après le modèle géochimique ébauché, il transparait que la rétention sur les MES a un effet significatif sur les teneurs en métaux dissous si la concentration des MES dans l'eau de mer est d'au moins 1 g/l, ce qui est très rarement le cas dans la réalité.
A ce stade de construction du modèle chimique « *effluent/eau de mer* », il semble donc que les évolutions des concentrations en métaux dissous peuvent être simplement modélisées par l'effet de dilution de l'effluent. Ceci ayant bien sûr été confirmé par les expériences de rétention de type *batch* (cf. paragraphe suivant) car il ne s'agit ici uniquement que de résultats calculés sur la base de données de la littérature obtenues sur des phases pures, en milieux salins simples et hors présence de matériaux organiques.

Dans tous les cas, il est important de voir de quelle façon la fraction fixée des métaux évoluera dans le milieu marin. En effet, les quantités de métaux sorbées à l'équilibre thermodynamique sont faibles, mais si le mécanisme de rétention n'est pas réversible (ou si la désorption est cinétiquement lente) alors il pourrait y avoir une accumulation de MES chargées en métaux lourds aux endroits de dépôt de ces sédiments (cf : *II.2.2. - Couplage des modèles géochimique et de transport*) L'activité microbiologique du milieu pourrait, suite à ce dépôt, influer sur le relargage de ces métaux.

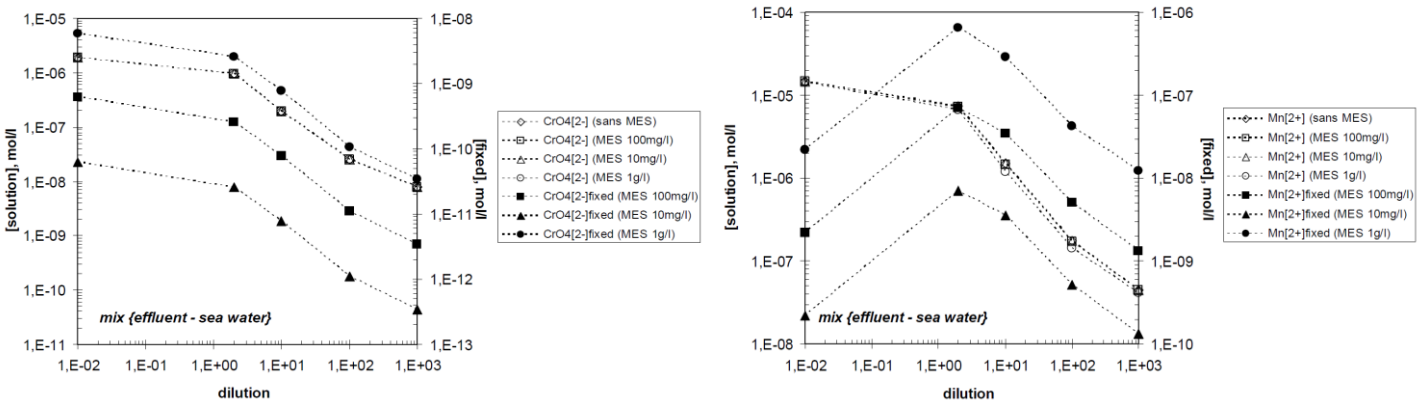


Figure 14 : Concentrations des métaux en solution et fixés sur les MES dans le système « effluents-eau de mer » au fur et à mesure de la dilution en mer, pour différentes concentrations de MES. Exemples du Mn (à gauche) et du CrO4 (à droite).

Ce qu'il faut retenir

Au vu des très faibles quantités de métaux retenus sur les particules de HMO pouvant être présentes dans l'effluent avant rejet, cette phase a été négligée dans les modélisations géochimiques générales du système « *effluent* » et des mélanges « *effluent–eau de mer* ». Seules, les phases naturelles « *goethite* » et « *calcite* » ont été prises en compte, le rôle de cette dernière dans la rétention des métaux n'étant pas négligeable, mais de moindre importance par rapport au minéral terrigène.

Cependant les carbonates en solution ne semblent pas avoir d'influence sur la distribution des métaux entre les fractions solides et dissoutes.

Comme attendu, la dilution de l'effluent dans l'eau de mer a pour effet d'augmenter les taux de rétention des métaux dans les MES du Canal de la Havannah en raison de l'accroissement relatif du nombre de sites de fixation disponibles.

L'affinité des métaux pour les MES du Canal de la Havannah est dans l'ordre décroissant : Pb = Zn = Cu > Ni > Cd > Mn > Co > CrO_4^{2-}.

Les coefficients de distribution (Kd)[8] calculés sont quasiment constants pour des facteurs de dilution compris entre 1000 et 10. En deçà de cette valeur, ils diminuent, traduisant ainsi une influence chimique du milieu (pH, effet compétiteur d'une concentration plus importante en Mg^{2+}…) et/ou un effet de saturation des sites de surface des MES. En conséquence, si l'impact de la sorption sur les concentrations en solution reste modeste, cela est dû à la très faible concentration des MES dans l'eau de mer du Canal de la Havannah[9].

Pour rapporter ces résultats à la géométrie du diffuseur, on peut donc dire que dans le champ proche du diffuseur, la faible concentration en MES dans l'eau du Canal de la Havannah conjointement à l'effet compétiteur de Mg^{2+}, en forte concentration dans l'effluent, (voire de Ca^{2+}) vont réduire la capacité de rétention des métaux dissous. Dans le champ lointain, des dilutions de l'effluent supérieures à 1000, devraient favoriser la rétention des métaux dissous sur les MES (diminution des effets compétiteurs avec Mg et Ca). Il est donc particulièrement important de prendre en compte le transport des métaux fixés sur les MES.

II.1.3.d. ETUDE EXPERIMENTALE DE LA RETENTION DES METAUX

Les données acquises expérimentalement ont permis de mieux orienter la construction du modèle géochimique présenté dans le chapitre précédant et de le rendre ainsi plus robuste.

Cette étape de l'étude a consisté à tester la rétention des métaux directement sur les MES collectées dans l'eau de mer (Bodeï et Pointeau, 2008). Elle correspond à l'approche généralisée (*top-down*) de la méthodologie de construction du modèle géochimique effectuée en parallèle aux premiers essais de modélisation (*approche d'additivité « bottom-up »*). La réactivité géochimique avec les métaux dissous a donc été testée en particulier pour le mélange « *effluents + MES du Canal de la Havannah* ».

L'objectif était d'identifier les réactions intervenant lors des mises en contact « *métaux-MES* » et de déterminer pour chaque espèce chimique la fraction qui reste en solution et celle qui est sorbée par

[8] Le coefficient de distribution (Kd) de chaque élément métallique a été calculé selon l'équation :

$$K_d = \frac{(C_{initial} - C_{final})}{C_{final}} \times \frac{V}{M}$$

[9] Dans cette simulation, la faible rétention des métaux dissous sur les MES est également due au fait que la modélisation prend en compte la rétention de Mg^{2+} et, dans une moindre mesure, Ca^{2+} qui ont des concentrations très élevées dans l'effluent, mais aussi dans l'eau de mer.

les particules. Pour cela, les expérimentations ont été réalisées en mode « *batch* ».

Les **cinétiques de sorption** des 5 métaux d'intérêt (Co, Cr, Ni, Mn et Zn) ont été étudiées sur les MES collectées dans le Canal de la Havannah. Une fois les cinétiques connues, deux nouvelles expérimentations de sorption avec des rapports de concentration « *MES/métaux* » différents ont été conduites pour estimer l'influence individuelle de la teneur en MES et de la dilution de l'effluent dans les eaux du lagon sur la rétention des métaux.

L'ensemble de ces données expérimentales a permis de construire des **isothermes de sorption** représentant les quantités de métaux sorbées en fonction des quantités de MES et/ou en fonction des concentrations en métaux présentes dans les eaux du Canal.

Les Kd expérimentaux (L/kg) ont été calculés pour être comparés à ceux utilisés dans les premiers calculs du modèle géochimique précédent présenté et alimenté par les valeurs empruntées à la littérature.

(1) *Cinétiques de sorption*[10]

Les résultats expérimentaux de cinétique réactionnelle ont montré que le zinc dissous est quasiment entièrement sorbé par les MES alors qu'il reste plus de la moitié des teneurs en Ni, Co, Cr et Mn en solution (Figure 15).

En termes d'affinité des métaux dissous pour les MES du Canal de la Havannah, le classement apparait être le suivant :

Zn > Ni > Co > Mn > Cr.

Il a été également observé une très légère augmentation de la sorption en raison vraisemblablement des mécanismes de diffusion solide des métaux dans les particules (McBride, 1989 ; Flogeac et al., 2007).

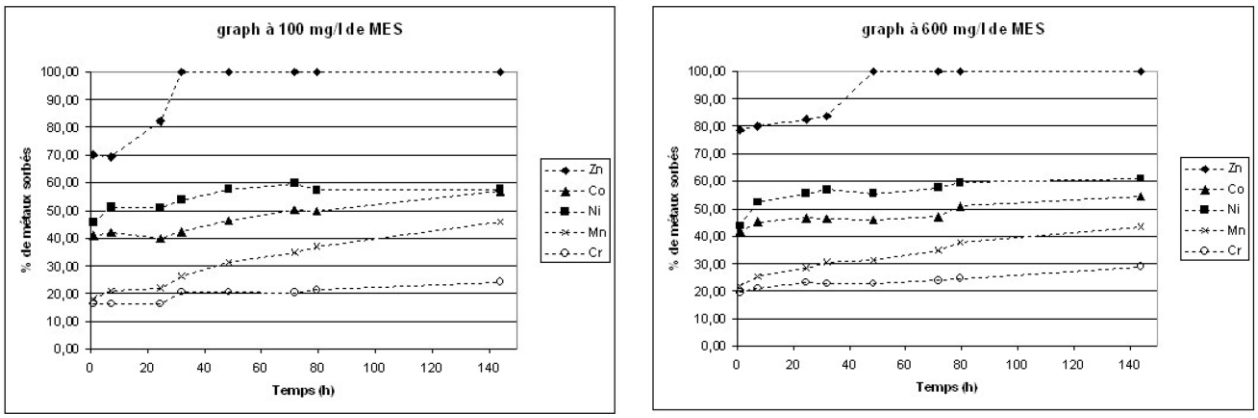


Figure 15 : Cinétiques de sorption des métaux dissous d'intérêt pour des concentrations en MES de 100 mg/l et 600 mg/l.

[10] Pour des raisons pratiques (précision des pesées et limites de détection), les expérimentations ont été conduites avec des concentrations en MES et en métaux supérieures à la réalité. Toutefois, les rapports « métaux-MES » ont été conservés proche des valeurs maximales mesurées dans l'effluent pour les métaux et dans les eaux du Canal de la Havannah pour les MES.

(2) Isothermes de sorption

La quantité de métaux sorbée par les MES est peu dépendante de leur concentration dans les solutions, excepté pour le manganèse qui passe de 10% à 55% en raison de sa forte concentration initiale (7 à 14 fois celles des autres métaux). Quelle que soit la dilution, les autres métaux présentent moins de 20% de leur teneur initiale sorbée, avec un ordre d'affinité pour les MES tel que : Co > Ni > Zn > Cr.

Pour les métaux testés, les Kd expérimentaux et simulés (issus du modèle géochimique) sont quasiment constants et compris entre 10 et 1000 mL/g pour des taux de dilution compris entre 3 et 20, seul le Kd expérimental de Mn augmente d'un facteur 10 pour cette même gamme de dilution (Figure 16).

Les valeurs des Kd expérimentaux diffèrent légèrement des résultats calculés même si les ordres de grandeurs restent globalement similaires. Toutefois, pour le zinc et le chrome, les Kd simulés sont respectivement 100 et 10 fois plus élevés que les Kd expérimentaux et, à l'inverse, 10 fois plus faibles pour le cobalt. Seuls le nickel et le manganèse, pour des dilutions inférieures à 20, ne présentent pas de variations significatives.

Les Kd expérimentaux restent relativement faibles pour l'ensemble des métaux. Cette faible rétention par les MES confirme bien que les concentrations en métaux dissous dans les eaux du Canal de la Havannah seront principalement contrôlées par la dilution progressive de l'effluent (Pointeau, 2008).

Remarque : *Les tests effectués montrent à l'évidence que les capacités de rétention des métaux sont plus élevées pour les MES de la Baie Kwé comparativement à celles du Canal de la Havannah. Cette différence s'explique en raison des plus fortes proportions en éléments détritiques (oxy-hydroxydes Fe). Toutefois, la quantité de particules issues de la Kwé pouvant entrer en contact avec les effluents parait peu conséquente en raison de la distance et des phénomènes de dispersion du panache industriel.*

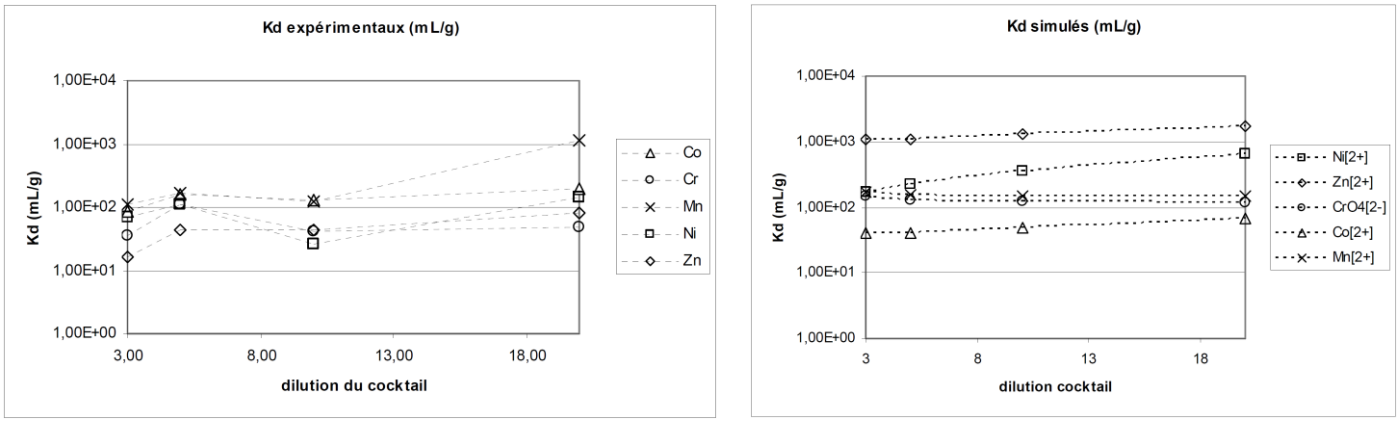


Figure 16 : Evolution des Kd expérimentaux (à gauche) et simulés (à droite) dans le cas d'une concentration en MES de 1g/L.

(3) Influence du magnésium et des carbonates sur la rétention

Malgré les concentrations élevées de magnésium rencontrées dans l'eau de mer et une forte affinité pour certains minéraux pouvant ainsi limiter la sorption des métaux, cet élément ne semble avoir aucun effet notable sur la rétention de Co, Cr, Ni, Mn et Zn par la MES du Canal de la Havannah.

En ce qui concerne les carbonates, ceux-ci ont été étudiés expérimentalement et les résultats montrent que seuls de rares précipités apparaissent au sein des mélanges où l'eau de mer représente au moins 25% (Figure 17). Il faut noter que l'effluent devrait très rapidement se trouver à des taux de dilution beaucoup plus importants dès sa sortie du diffuseur (facteur 1000 à 20 m) et que compte tenu de la cinétique de formation de la calcite, cette dernière devrait quantitativement être négligeable. Elle n'influera donc ni sur la turbidité initiale de l'eau de mer, ni sur les concentrations en métaux dissous dans le Canal de la Havannah. De plus, la sursaturation vis-à-vis de la calcite au sein des mélanges est en réalité peu probable aux vues des concentrations identiques en Ca dans l'effluent et dans les eaux de mer du Canal.

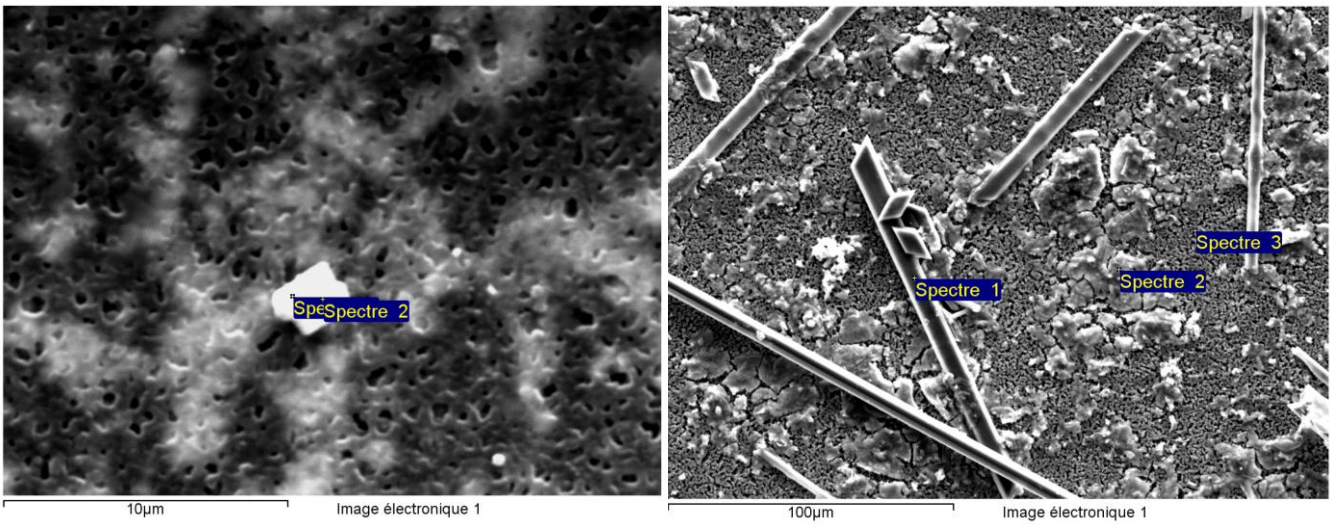


Figure 17 : Image MEB des résidus secs d'un mélange « eau de mer – effluent » à 50/50 (gauche) et 7/93. Mises en évidence respectives d'un cristal de carbonate de calcium et des paillettes de gypse exemptes de carbonates.

(4) Réversibilité de la sorption des métaux sur les MES

Les mécanismes de réversibilité ont été testés expérimentalement à travers la mesure des K_d pour des temps courts (45 mn) de sorption des métaux sur les particules du Canal de la Havannah, puis de 24 heures de désorption. Bien que un peu long, ces temps de contact imposés par les contraintes expérimentales, sont compatibles avec les conditions réelles de transport de la MES au voisinage du diffuseur.

Globalement, il ressort que la réversibilité d'un seul élément métallique sur les cinq introduits initialement a été mise en évidence : le nickel, à hauteur de 50% des quantités sorbées ; les autres éléments semblent rester fixés aux particules.

Ces résultats semblent donc montrer que la sorption des métaux sur les MES de la Havannah serait relativement irréversible, ou du moins associée à une cinétique de désorption très lente. Ce

point est important puisqu'il va conditionner l'existence de zones de sédimentation potentiellement enrichies en métaux dans le lagon, suite au dépôt des MES chargées.

Ce qu'il faut retenir

Les valeurs relativement constantes des Kd expérimentaux en fonction de la dilution permettent de valider l'utilisation de ce paramètre pour la modélisation couplée « *chimie/transport* », par rapport à des modèles plus sophistiqués et consommateurs de ressources de calcul (modèles de complexation de surface, isothermes non linéaires, etc.).

L'hypothèse initiale concernant l'effet possiblement limitant du Mg^{2+} pour la rétention des métaux sur les MES a été infirmée par les tests expérimentaux réalisés. De plus, la matière organique (MO) associée aux MES ainsi que la limitation par le Mg^{2+} pourront donc être négligées dans les modélisations géochimiques générales du système « *effluent-eau de mer* ». En revanche, les fortes concentrations en Ca^{2+}, voire en SO^{4+} (effets compétiteurs) ou la présence de matière organique dissoute (fort pouvoir complexant) sont susceptibles d'être à l'origine d'effets limitant dans la rétention des métaux sur les MES.

Les mécanismes de rétention sur les différents types de particules étudiées ne semblent pas réversibles ou sont cinétiquement lents, pour Co, Cr, Mn et Zn, exception faite de Ni.

II.1.3.e. MODELISATION CHIMIE-TRANSPORT EN CHAMP PROCHE

L'étude a consisté à coupler le modèle géochimique d'interaction entre l'effluent et les particules naturelles de l'eau de mer avec un modèle de transport simple ; l'objectif était de simuler la dispersion et le devenir des métaux d'intérêt de l'effluent (Co, Cr, Mn, Ni et Zn) dans le champ proche du diffuseur. Ces données servent d'appui (notamment dans la zone proche du terme source représenté par le diffuseur) pour le modèle de transport généralisé MARS-3D (cf. : II.2. - *MODELISATION HYDRODYNAMIQUE DU TRANSPORT*) qui simule la dispersion des phases dissoutes et particulaires issues de l'effluent dans l'eau de mer à l'échelle du lagon sud de Nouvelle-Calédonie.

Trois cas de référence de complexité croissante ont été ainsi étudiés :

Cas n°1 : rétention des métaux de l'effluent sur les MES naturelles présentes dans les eaux du Canal de la Havannah ;

Cas n°2 : rétention des métaux de l'effluent sur les MES naturelles apportées par la rivière Kwé dans le Canal de la Havannah ;

Cas n°3 : rétention des métaux sur les particules en suspension générées par le procédé industriel (HMO), présentes au sein même de l'effluent, à la concentration théorique estimée de 0,3 mg/L ainsi que sur les MES du Canal de la Havannah.

(1) Choix des coefficients de distribution (K_d) pour le couplage chimie-transport

L'objectif final de cette étude sur la réactivité de l'effluent était le couplage du modèle hydrodynamique élaboré par l'IRD (Douillet et *al.*, 2008) avec les données géochimiques obtenues au CEA, afin de simuler la dispersion et le devenir des métaux dans le lagon sud de Nouvelle-Calédonie. Pour réaliser ce couplage, les valeurs de coefficients de distribution (K_d) mesurées ont été utilisées pour quantifier la fraction métallique retenue par les MES naturelles (concentration massique, en mg/g de MES) après passage au voisinage du diffuseur.

La représentativité de ces K_d par rapport à la répartition réelle des métaux qui aura lieu dans le lagon entre les phases dissoutes et particulaires (MES) peut cependant être discutée. En effet, les conditions expérimentales sont relativement éloignées des conditions réelles du milieu, toutefois, ces valeurs de K_d (Tableau 5) majorent les mécanismes de rétentions qui auront effectivement lieu entre l'effluent et les particules du lagon lors du rejet et de ce fait deviennent pénalisantes en termes de masses de polluants réellement transportées et déposées.

Tableau 5 : Valeurs des K_d de référence (mL/g de MES) mesurées expérimentalement.

K_d	MES Havannah	MES Kwé
Co	84 ±16	204 ±39
Cr	36 ±28	71 ±28
Mn	113 ±10	174 ±40
Ni	71 ±41	180 ±32
Zn	163 ±12	446 ±158

(2) Principales conclusions des simulations en champ proche

Pour les MES du Canal de la Havannah (cas n°1), il a été confirmé que la sorption des métaux sur les MES n'a pas d'influence réelle sur l'évolution de leurs teneurs dans l'eau de mer ; c'est la dilution qui contribue en grande majorité au pouvoir atténuateur du rejet de l'effluent dans le Canal. Il est à noter, par ailleurs, que la majeure partie des effets de dilution a lieu directement en sortie du diffuseur.

Les proportions de métaux sorbées sur les MES de la Baie Kwé (cas n°2) sont légèrement supérieures à celles observées sur les MES du Canal de la Havannah, tant pour le « *modèle de complexation de surface* » que le « *modèle K_d* » en raison de la plus forte présence de goethite dont l'affinité pour les métaux est plus grande que celle de la calcite. Toutefois, il n'est observé de différences notables dans les calculs de concentrations en métaux dissous, les proportions sorbées restant faibles (K_d).tout comme les teneurs en particules.

Le calcul prenant en compte la composition géochimique la plus complexe qui intègre les MES du Canal de la Havannah et les HMO de l'effluent (cas n°3) montre que, d'une part, l'apport supplémentaire de métaux sorbés à la surface des particules de HMO ne modifie pas les concentrations de leurs phases solubles. D'autre part, la quantité de Mn sorbée (Figure 18 ; Figure 19) est légèrement plus importante qu'avec les MES du Canal de la Havannah seules, au vu de la grande affinité avec les particules de HMO dont il est le composant majoritaire.

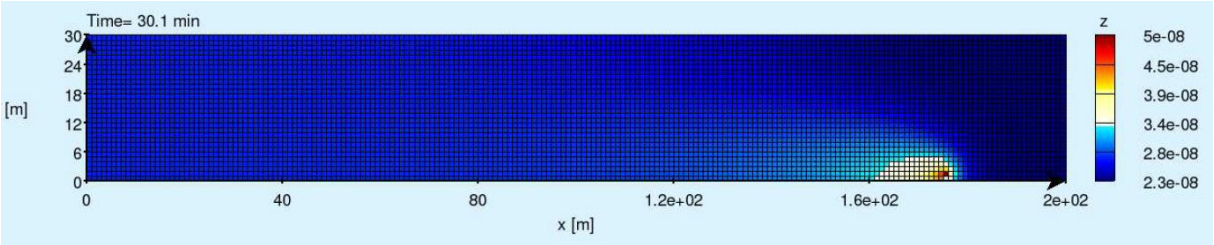


Figure 18 : Evolution 2D de la concentration aqueuse totale de Mn (en mol/L, échelle couleur de droite) dans l'eau de mer en présence de MES de la Havannah et de HMO. Les surfaces des particules sont respectivement pré-équilibrées avec les compositions chimiques de l'eau de mer et de la solution d'effluent.

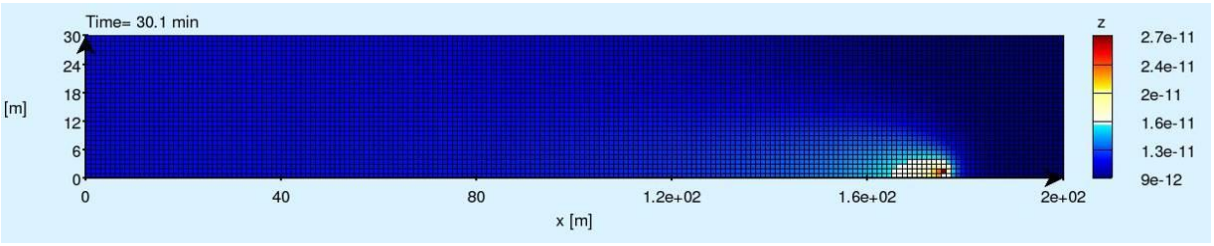


Figure 19 : Evolution 2D de la concentration fixée de Mn (en mol/L, échelle couleur de droite) dans l'eau de mer en présence de MES de la Havannah et de HMO (pré-équilibrés avec la solution d'effluent). La sorption de Mn est gérée via le modèle de complexation de surface.

Remarques : *dans les calculs avec HYTEC, le maillage du domaine étudié est représenté par un rectangle de 200 m de long sur 30 m de hauteur, avec des mailles de 1*1 m. Le diffuseur est situé à une abscisse de 175 m et schématisé par une maille de 1*1 m. Pour la circulation de l'eau de mer, la condition limite est ici un flux qui entre par la bordure droite avec une vitesse moyenne constante de 0,3 m.s^{-1}. La condition limite à 0 m est une charge nulle. Le terme source de l'effluent est imposé par un segment source délimité par les points à (175,48 ; 1) et (175,52 ; 1) m.*

Ce qu'il faut retenir

Sur les MES du Canal de la Havannah, la rétention des métaux, qui semble être un mécanisme irréversible ou de cinétique de désorption lente, est importante à prendre en compte dans les calculs avec le code MARS-3D (modèle hydrodynamique), afin de quantifier les quantités de métaux qui vont se déposer aux différents endroits prédits par le modèle.

Les MES apportées par la rivière Kwé n'auront pas d'influence sur les teneurs en métaux dissous dans le Canal de la Havannah, malgré leur capacité de rétention non négligeable ; les effets de la dispersion des MES issues de la rivière Kwé étant d'une telle ampleur (cf. : Volume 1/3) que peu de particules réactives, d'un point de vue géochimique, entreront en contact avec l'effluent.

II.1.3.f. IMPACT MICROBIOLOGIQUE SUR LE RELARGAGE DES METAUX

Dans le sédiment, les microorganismes peuvent influencer les processus de migration des métaux en les solubilisant selon différents mécanismes (Francis et al., 1994) :

- réactions d'oxydo-réduction des oxydes métalliques ;
- modification du pH et du potentiel rédox du milieu ;
- production de molécules complexantes ;

- bioaccumulation et biosorption.

L'importance de ces processus dépend de nombreux paramètres, notamment :

- des conditions physico-chimiques du milieu (pH, température, pression, potentiel d'oxydo-réduction) ;
- de la disponibilité des nutriments (C, H, O, N, P, S) et des sources d'énergies (donneurs et accepteurs d'électrons, nécessaires aux activités bactériennes). Ainsi les milieux anoxiques, pauvres en oxygène permettront le développement de bactéries anaérobies utilisant les sulfates, les nitrates ou encore le fer ou le manganèse comme accepteur d'électrons, en fonction de leur disponibilité ;
- de la distribution géochimique des métaux dans l'environnement concerné, c'est-à-dire précipités sous formes d'oxydes, de sulfures ou encore liés à la matière organique ;
- de la spéciation des métaux : Fe (0), Fe (II), Fe (III).

Les étapes précédentes de cette étude ont permis d'apporter un éclairage sur les différents processus qui peuvent se produire au contact de l'effluent avec l'eau de mer. Une des conséquences démontrées est la sorption d'une fraction des métaux dissous de l'effluent par les MES du Canal de la Havannah : le transport vers de aires de sédimentation naturelle de cette MES peut alors conduire à l'accumulation dans le temps de particules enrichies en métaux. On comprend donc aisément que la présence de microorganismes au sein des sédiments marins aura potentiellement un impact sur la rétention/relargage des métaux qu'il faut estimer.

(1) Analyse de la flore bactérienne des sédiments

Pour évaluer cet impact, dans un premier temps, il a été envisagé de rechercher la présence de différentes familles de microorganismes au sein de sédiments dits oxiques ou anoxiques. Dans cet objectif, 4 sites potentiellement impactés par les rejets d'effluents industriels ont été retenus : la côte Est de l'Ile Ouen, la baie de Port Boisé, l'extrémité Est du diffuseur dans le Canal de la Havannah et la baie de Port Goro. Ces points de prélèvement ont été déterminés à l'issu des simulations de transport des charges métalliques (Douillet et Fernandez, 2009).

Les souches ont été dénombrées et identifiées puis testées pour quantifier leur rôle sur le relargage des métaux initialement sorbés sur les MES.

Il apparait que la population bactérienne aérobie reste faible, témoignant d'un milieu peu oxygéné (milieu profond). La plupart de ces microorganismes sont des bactéries aéro-anaérobies. Elles sont donc capables de se développer en présence d'oxygène et d'utiliser un autre accepteur d'électrons, lorsque l'oxygène est absent. Par exemple, Shewanella, bactérie ferri-réductrice, est capable de se développer en réduisant l'oxygène ou à défaut le Fe (III).

Par ailleurs, on remarque la présence de bactéries anaérobies strictes : bactéries sulfato- réductrices, thiosulfato-réductrices et bactéries méthanigènes, en plus grand nombre dans les couches de sédiments inférieures.

(2) Impact sur le relargage des métaux

Parmi les quatre secteurs cités, le nord-est de l'Ile Ouen a été défini comme la zone de majeur impact potentiel, en termes de dépôts des MES ; elle a donc été sélectionnée pour les études de relargage.

Les sédiments prélevés dans cette zone montrent des caractéristiques physico-chimiques et minéralogiques proches des MES du Canal de la Havannah avec la présence de proportions similaires en calcite, aragonite et goethite.

L'analyse de la flore bactérienne au sein des prélèvements témoigne d'un milieu peu oxygéné mais pas strictement anoxique (Eh≈0 ; Bodeï et al., 2008). Dans ces conditions redox, les métaux présents au sein des sédiments seront probablement piégés par sorption sur des phases solides oxydées telles que les oxy-hydroxydes de fer.

Isothermes de sorption : les Kd calculés montrent qu'ils sont relativement constants pour les taux de dilution de 3 à 20 dans le cas des sédiments abiotiques, alors que des variations surviennent pour les sédiments biotiques (Figure 20).

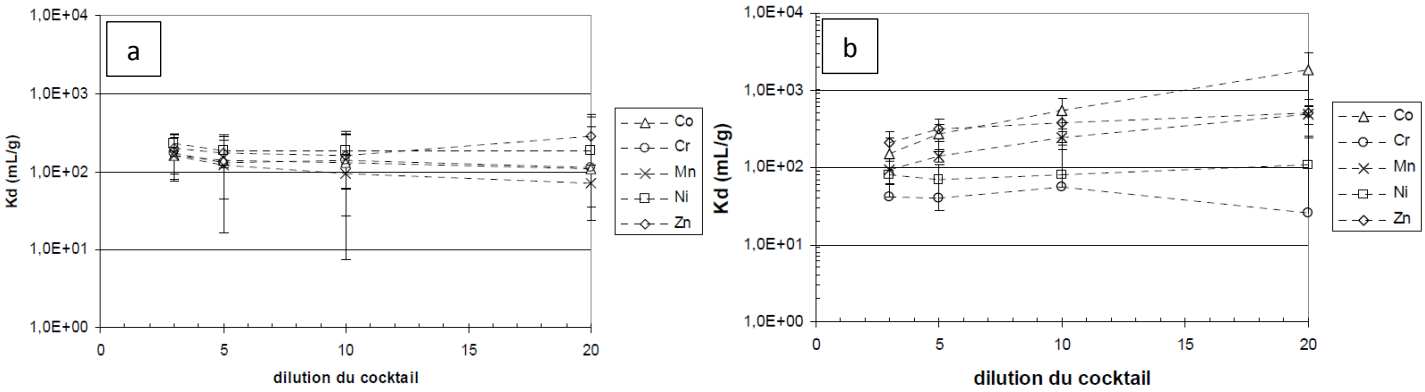


Figure 20 : Evolution des K_d expérimentaux mesurés pour les sédiments biotiques (a) et des K_d expérimentaux mesurés pour les sédiments biotiques (b).

Isothermes de désorption : aucune présence de cobalt et de chrome n'est détectable dans le surnageant des « *batch* » à l'inverse du manganèse et du nickel qui sont mesurés uniquement dans les solutions des « *batchs* » biotiques. Ce résultat suggère un rôle des bactéries dans le relargage de ces métaux, et plus particulièrement du Ni, ces concentrations augmentent sensiblement avec le temps soulignant l'existence d'une désorption plutôt lente. Le Zn est le seul élément métallique désorbé dans les sédiments abiotiques, à des quantités légèrement plus élevées que dans les sédiments biotiques.

Ce qu'il faut retenir

Les résultats expérimentaux sur le relargage des métaux suggèrent que le Cr et le Co resteront piégés dans les sédiments. En revanche, Mn, Ni et Zn montrent une capacité de désorption, pouvant aller jusqu'à 30% (Ni) de la quantité initialement fixée sur les MES au terme d'une semaine d'expérimentation ; le rôle de l'activité bactérienne est clairement mis en évidence.

Toutefois, au vu des faibles quantités de métaux qui seront fixées sur les MES, et des taux auxquels ils seront remis en solution, l'impact de cette désorption est considéré négligeable sur la chimie des eaux lagonaires du Canal de la Havannah.

II.1.4. Conclusion

La composition chimique de l'effluent est identique dans tout le tuyau et seule peut être envisagée une diminution des concentrations en Ca et SO_4 due à une éventuelle sursaturation initiale du rejet industriel vis-à-vis du gypse. Les seules particules de l'effluent à considérer d'un point de vue géochimique pour la sorption des métaux sont les oxy-hydroxydes de Mn initialement présents dans la composition théorique (0,3 mg/L).

Dans le milieu naturel, les métaux de l'effluent sont susceptibles de réagir avec deux types de particules : les MES du Canal de la Havannah, et les MES, plus détritiques, apportées par la rivière Kwé. Sur ces deux types de MES, les constantes de distribution (K_d) mettent en évidence une rétention préférentielle par ordre décroissant de : Ni, Co, Cr, Zn et Mn. Pour les particules issues de la Baie Kwé la sorption sera plus importante due à leurs plus fortes teneurs en oxy-hydroxydes Fe et Al. Cependant cette rétention sur les MES n'a pas d'influence réelle sur l'évolution des teneurs en métaux dissous dans l'eau de mer.

La modélisation chimie/transport en champ proche réalisée avec le code HYTEC, montre que malgré une rétention maximale sur les particules, la majeure partie des métaux de l'effluent reste en solution, compte tenu des faibles concentrations en MES dans les eaux naturelles. Dans le champ proche du diffuseur, l'évolution des teneurs en métaux sera donc principalement contrôlée par l'effet de dilution très rapide en sortie de diffuseur.

Les tests complémentaires ont permis de mettre en évidence la non réversibilité (ou une cinétique très lente) des phénomènes de sorption sur les MES. Cette non-réversibilité du mécanisme de rétention va engendrer potentiellement l'accumulation de MES chargées en métaux dans les zones de sédimentation du lagon.

Cependant, après leur dépôt, des transformations physico-chimiques majoritairement induites par les microorganismes benthiques pourront avoir lieu au sein des sédiments. Ces transformations sont susceptibles de modifier les mécanismes de rétention des métaux sur les particules sédimentées, et donc d'affecter leur capacité à être remobilisés en cas de remise en suspension. Une remobilisation dans les eaux du lagon de 10 à 30% des quantités initialement sorbées sur les MES en Mn, Ni et Zn, est possible. Cependant l'impact de cette désorption sur la chimie de l'eau du lagon peut être considérée comme négligeable en raison de la faible quantité de MES déposée.

Ces résultats contredisent certaines hypothèses avancées selon lesquelles des phénomènes de précipitation des carbonates et des hydroxydes de Mn pourraient se produire en sortie de diffuseur.

II.2. MODELISATION HYDRODYNAMIQUE DU TRANSPORT

Pour réaliser une simulation intégrant une période d'un an de transport de matériel dissous et particulaire, des conditions de marée et de vent réelles sont nécessaires. Le jeu de données utilisé correspond à celui enregistré pour l'année 2007 ; ces données étant représentatives des variations sur une année moyenne pour les masses d'eau du lagon (Cf. : Volume 1/3). Les données marégraphiques proviennent du modèle TPXO-V7.0 qui présente le meilleur accord avec les mesures

de marée enregistrées par les marégraphes déployés, les valeurs des paramètres météorologiques étant fournies par le modèle WRF calé par les mesures in-situ de Météo-France et/ou de la station de mesure installée sur la balise du récif Ioro. Il en résulte que la circulation calculée par le modèle MARS-3D implémenté dans le lagon sud de Nouvelle-Calédonie est représentative, à son tour, de la circulation moyenne.

II.2.1. Simulation du transport des formes dissoutes et particulaires

II.2.1.a. Transport du matériel dissous

La dispersion de l'effluent résulte de la double alternance des cycles de marées de « *vive-eau / morte-eau* » et de la direction des courants engendrés par ce cycle tidal. La combinaison de ces deux phénomènes, qui assure le brassage des masses d'eau, détermine les principales variations du facteur de dilution.

Parallèlement, plus on s'élève dans la colonne d'eau, plus la dilution devient importante en raison de l'effet mécanique généré par le vent. Il est important de noter qu'en fonction de sa direction et force, le vent redistribue notablement les facteurs de dilution.

Les résultats des simulations relatives au transport des formes dissoutes montrent les points suivants :

- à une distance de 500 m de part et d'autre du diffuseur, le facteur moyen de dilution dans la colonne d'eau est amplement supérieur à 10 000 près du fond et supérieur à 20 000 à mi-hauteur (Figure 21). Cette valeur augmente encore au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'émissaire ;
- la direction générale pour le transport du matériel dissous est orientée nord-est/sud-ouest. La marée pondère quelque peu cette direction de propagation et permet une légère diffusion vers le nord-est ;
- la frontière hydrodynamique (cf. Volume 1) qui sépare longitudinalement le Canal de La Havannah, isole les eaux au sud-est de ce front. De ce fait, pour la zone de la réserve Merlet le facteur est toujours supérieur à 100 000, tant au fond qu'en surface ;
- la zone impactée par un facteur de dilution inférieur à 10 000 (Figure 21) est limitée à une ellipse centrée sur le diffuseur et orientée Sud-Est / Nord-Ouest ;

Remarque :

1. *Il est intéressant de noter que l'« isolement hydrodynamique » de la Réserve Merlet constaté est en totale concordance avec les résultats des études conduites pour la définition de l'Etat de Référence de la zone (cf. Volume 1) qui ont montré une influence purement marine dans cette aire ;*
2. *Les facteurs de dilution ont été calculés par le modèle MARS-3D pour une année de simulation dans le champ proche de l'émissaire (<120 m) ; les valeurs sont du même ordre de grandeur que celles calculées par le Professeur Roux (cf. : II.4. - MODELISATION DU DIFFUSEUR, CALCULS DE DISPERSION EN CHAMP PROCHE) ;*
3. *Ces simulations montrent également qu'une validation de l'ensemble des résultats de calculs semblait nécessaire. De ce fait, un traçage dans le Canal de la Havannah avec un*

agent coloré a été programmé à partir d'une injection de rhodamine-WT directement réalisée au niveau du diffuseur. Cette action a été conduite et les conclusions figurent dans ce rapport de synthèse.

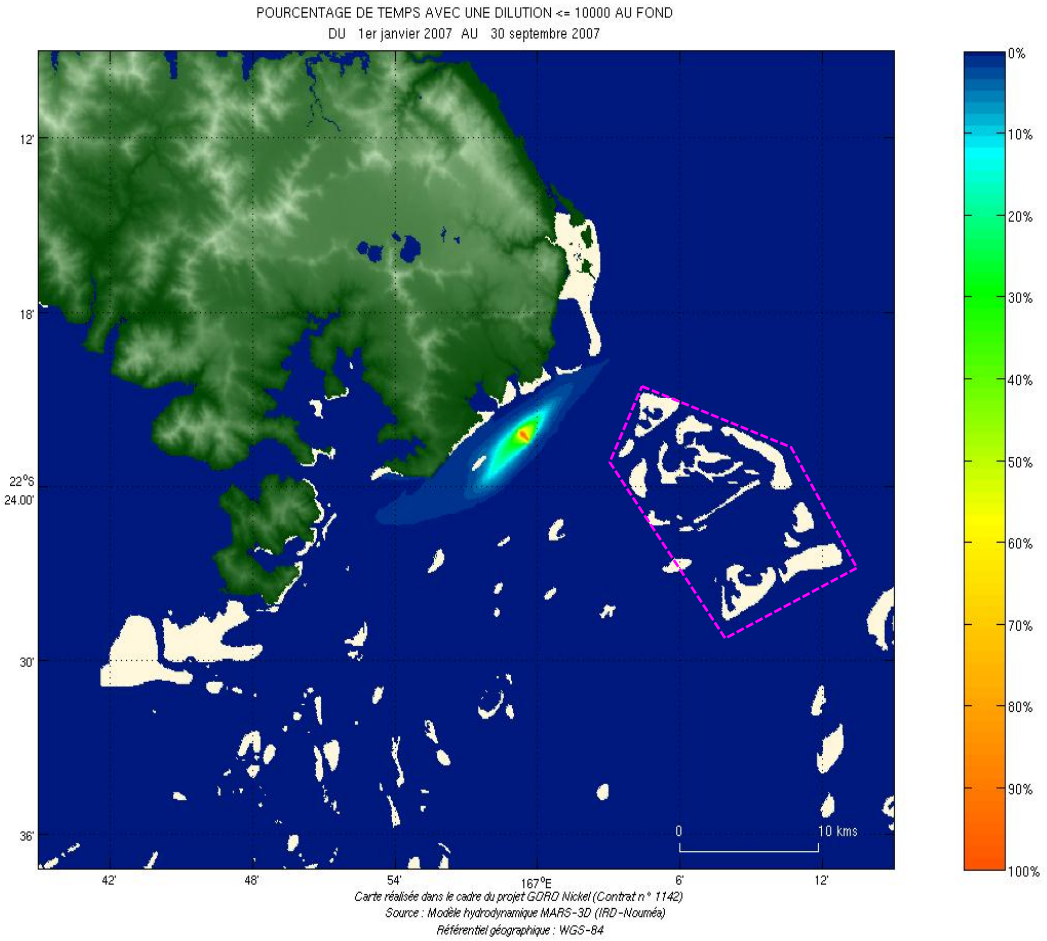


Figure 21 : Pourcentage de temps sur la période de modélisation (1 an) où le facteur de dilution est inférieur à 10 000. Les pointillés mauves délimitent approximativement la réserve Merlet.

II.2.1.b. Dépôts simulés des particules naturelles

Le dépôt des particules naturelles présentes dans le Canal et supposées entrer en contact avec l'effluent de Vale-NC au niveau du diffuseur, a été simulé. Pour réaliser ces calculs, seules les particules de 7 µm de diamètre ont été prises en compte en raison de leur prédominance dans les matières en suspension dans le milieu lagonaire de Nouvelle Calédonie. Par ailleurs, elles présentent globalement une propension au transport sur de longues distances (Jouon et al., 2008). Pour les calculs, la concentration initiale prise en considération a été de 0,5 mg/L, ce qui correspond à la concentration moyenne enregistrée dans le Canal de la Havannah (cf. : Volume 1/3).

Les résultats de simulation (Figure 21) confirment que la direction générale de transport du matériel particulaire est orientée du nord-est vers le sud-ouest et en particulier que :

- les aires de « premier dépôt » des particules sont limitées principalement aux secteurs de l'Île Ouen et sud de la Baie du Prony (Rade de l'Est). Les valeurs sont de l'ordre 8 à 10 mg/m² cumulés sur un an ;

- autour de ces 2 poches de sédimentation, les valeurs annuelles sont plus faibles (4 à 8 mg/m²/an) et deviennent inférieures à 4 mg/m²/an en direction du large, au centre de la Baie du Prony ainsi qu'à l'intérieur d'une frange littorale de 1 mile bordant la côte sud de la Grande Terre ;
- les baies de Port Boisé, de Port Goro et de la Kwé reçoivent annuellement peu de particules (< 4 mg/m²/an) et seules quelques aires de dimensions réduites montrent des valeurs plus importantes ;
- une petite partie des particules sort du lagon par l'est de celui-ci et se dépose à l'extérieur ;
- le modèle ne présente pas de dépôt significatif dans la zone de la réserve de Merlet, ni en direction de la corne sud du lagon.

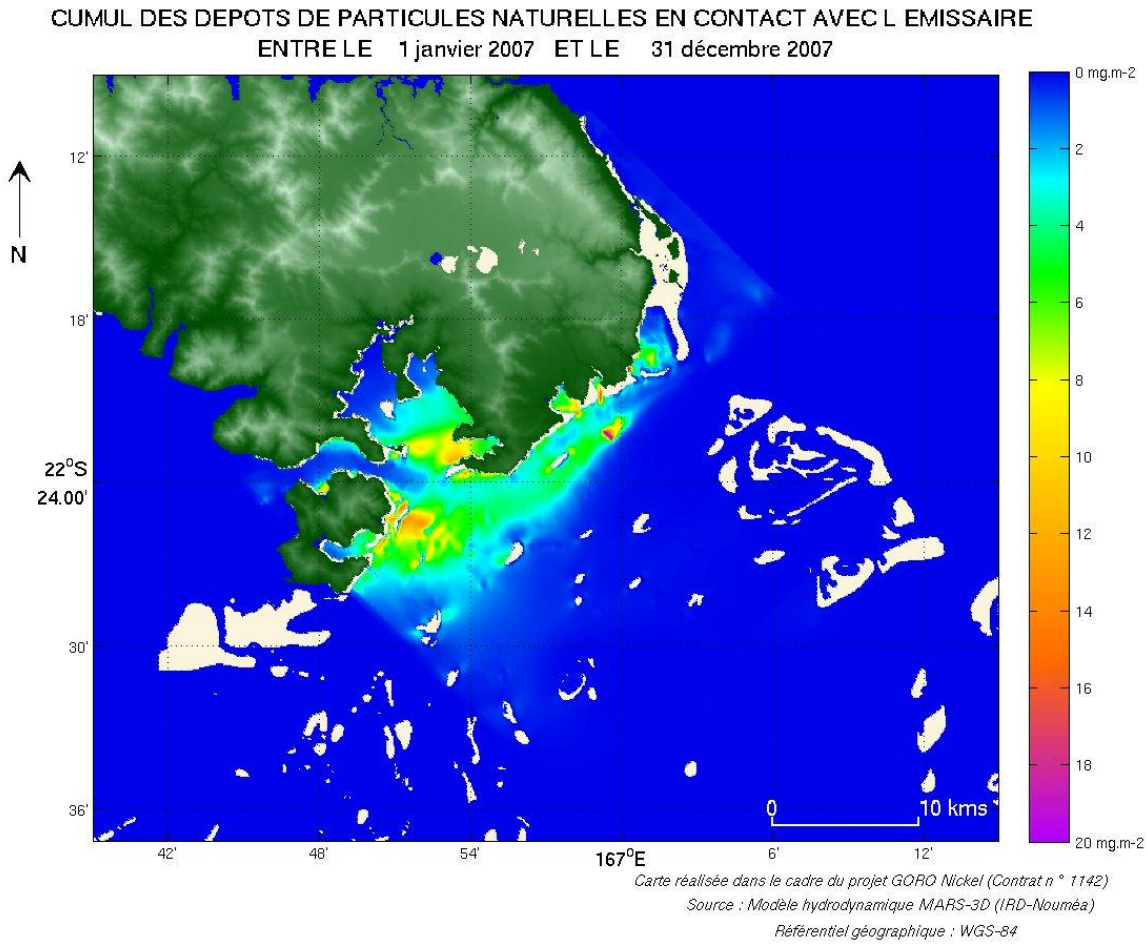


Figure 22 : Aires de « premier dépôt » limitées au sud-est de l'Île Ouen, sud de la baie du Prony, nord-ouest de l'île Ouen, nord du banc des Cinq Miles (simulation réalisée avec une concentration en particules dans le Canal de la Havannah de 0,5 mg/L).

Remarque 1: *A titre de comparaison, les taux minimaux d'accumulation enregistrés dans la Baie du Prony sont d'environ 3700 mg/m²/an (Fernandez et al., 2012). En termes de densité de flux, les valeurs minimales sont mesurées dans le Canal de la Havannah et sont 1000 fois plus fortes que les estimations calculées pour le secteur Est de l'Ile Ouen (Dolbecq et al., 2011).*

Remarque 2: *La valeur de dépôt calculée autour du point de rejet (diffuseur) est paradoxale (>18 mg/m²/an) car elle est en contradiction avec les mesures issues de la caractérisation des fonds (Fernandez et al., 2009) qui montrent que les populations de grains inférieurs à 40 µm sont quasi*

inexistantes dans le secteur du diffuseur, en raison des forts courants engendrés par les marées. Cette valeur peut s'interpréter comme un artéfact généré par les calculs qui n'exprime que les aires de « premier dépôt » (donc à l'étal), à l'abri du diffuseur.

Ce qu'il faut retenir

Le transport des fractions dissoutes et particulaires a été simulé pour une année entière en conditions réelles. Les caractéristiques de 2007 étant représentatives d'une situation moyenne tant au point de vue météorologique que marégraphique, elles ont été retenues pour les calculs.

Les simulations montrent que la direction générale de circulation des effluents résultant des cycles de marée est orientée du nord-est vers le sud-ouest.

La marée apparait comme le facteur prépondérant dans la détermination des taux de dilution en raison des forts courants engendrés dans tout le Canal et notamment au niveau même du diffuseur. Même de façon transitoire, les calculs ne montrent pas l'apparition de phénomènes de « *lentilles de surconcentration* » avec des facteurs de dilution inférieurs à 5.000.

Une dilution 5.000 est suffisante pour confondre les concentrations en métaux de l'effluent et de l'eau de mer (taux évalué à partir de la concentration la plus forte dans l'effluent, celle de Mn à 1 mg/L).

La « *frontière hydrodynamique* » qui divise longitudinalement en deux les eaux du Canal de La Havannah semble isoler efficacement le compartiment sud-est, c'est-à-dire la réserve Merlet, qui ne devrait recevoir quasiment pas d'effluent même très fortement dilué (Tx >10.000).

En ce qui concerne la sédimentation des particules en contact avec les métaux de l'effluent, l'Île Ouen et le sud de la Baie du Prony sont les principales zones potentiellement exposées. Cependant les flux calculés y sont extrêmement faibles (2,4 à 4,8 mg/m²/an), les baies de Port Boisé, de Port Goro et de la Kwé ne devant recevoir annuellement que de l'ordre de 1,6 mg/m²/an. Aucun dépôt n'est calculable dans la zone de la réserve Merlet.

II.2.2. Couplage des modèles géochimique et de transport

Le potentiel de sorption des métaux de l'effluent sur les MES naturellement présentes dans le Canal de la Havannah provenant occasionnellement du panache de la Kwé, a été calculé (Bodei & Pointeau, 2009a et 2009b). Pour les métaux Co, Cr, Mn, Ni et Zn, ce potentiel est exprimé en concentration massique, c'est-à-dire en µg/g de particules de 7 µm de diamètre sédimentées (Tableau 6).

L'hypothèse de non-réversibilité des phénomènes de sorption des métaux sur les particules a été prise comme norme à l'issue des conclusions des études émises sur la réactivité de l'effluent. Cette hypothèse permet donc l'utilisation des K_d observés (constantes de distribution) dont les valeurs élevées conduisent à prendre en considération, pour les particules, des concentrations massiques importantes en métaux.

Tableau 6 : Valeurs des constantes de distribution (Kd) des métaux entre les phases dissoutes et particulaires sorbées sur les matières en suspension du Canal de la Havannah et de la Baie Kwé. Concentrations massiques des principaux métaux (Co, Cr, Mn, Ni et Zn) exprimées en µg/g de particules sédimentées.

	Valeurs des Kd (mL/g)		Concentrations dissoutes			Concentr. massiques (µg/g)	
	MES Havannah	*MES Kwé*	*Conc (mol/L)*	*Conc (mmol/L)*	*Conc (mg/L)*	*MES Havannah*	*MES Kwé*
Co	*8.43E+01*	*2.04E+02*	*1.66E-09*	*1.66E-06*	*9.79E-05*	***8.26E-03***	*2.00E-02*
Cr	3.58E+01	7.14E+01	4.30E-09	4.30E-06	2.24E-04	**8.00E-03**	1.60E-02
Mn	1.13E+02	1.74E+02	4.50E-08	4.50E-05	2.47E-03	**2.79E-01**	4.30E-01
Ni	7.09E+01	1.80E+02	1.94E-08	1.94E-05	1.14E-03	**8.06E-02**	2.05E-01
Zn	1.63E+02	4.46E+02	7.66E-08	7.66E-05	5.01E-03	**8.16E-01**	2.23E-00

II.2.2.a. « MES » du canal de la Havannah

Sur la base des calculs de dépôts simulés (Figure 22), une estimation des concentrations massiques cumulées annuellement a été extrapolée pour chacune des aires de sédimentation précédemment décrites. Ainsi, les concentrations surfaciques annuelles ont pu être estimées pour les 5 métaux concernant les zones de dépôt maximal identifiées (Tableau 7 et Figure 23).

Tableau 7 : Valeurs maximales des concentrations surfaciques annuelles (µg/m²/an) pour chacun des 5 métaux. Calculs estimatifs effectués à partir des valeurs de dépôt maximal des particules de diamètre inférieur à 7 µm dans le Canal de la Havannah.

	Co	Cr	Mn	Ni	Zn
Concentration. surfacique (10^{-3}µg/m²/an)	3,2-4,0	3,6-4,0	320-360	32-40	320-400

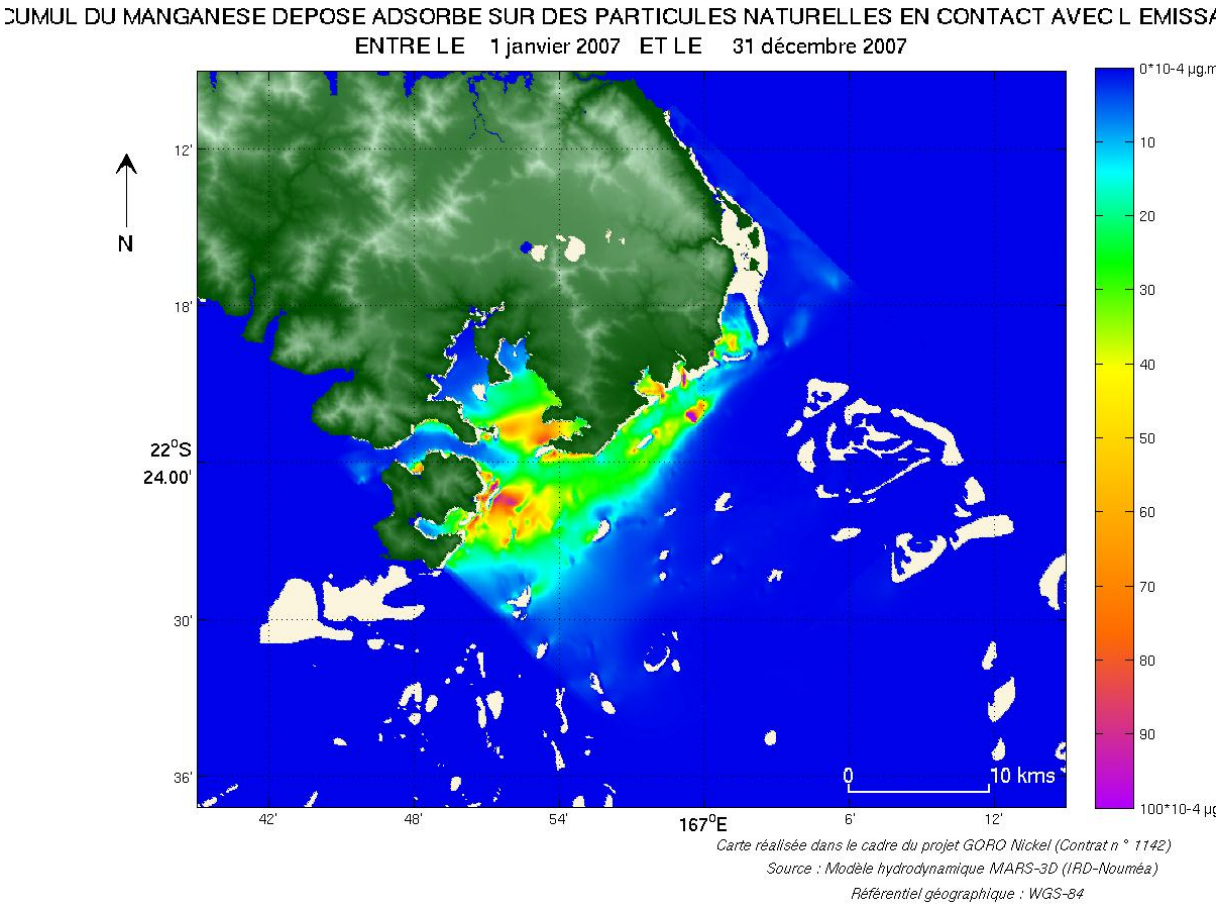


Figure 23 : Concentration surfacique en manganèse issu de l'effluent et déposé annuellement par la sédimentation de particules inférieures à 7 µm (µg/m²).

II.2.2.b. « MES » de la Baie Kwe

Pour estimer l'influence du pouvoir sorbant des MES de la Kwé, une période de 48h de crue (200 m^3/s) a été prise en considération et la simulation de leur transport a été réalisée en fonction de la marée ; 4 conditions de vents de 8 m/s, à savoir, alizés, vents d'ouest, de nord et de sud ont été prises en considération. Durant cette crue hypothétique, il a été supposé que la charge particulaire de la rivière était de 30 mg/l, valeur couramment mesurée pendant ces épisodes pluvieux de moyenne intensité. Enfin, comme précédemment, seulement les particules d'un diamètre de 7 µm ont été prises en considération dans ces calculs.

La simulation de la dispersion des particules de la Kwé montre que leur transport est envisageable en direction de la Baie de Port Goro ou bien de l'Ile Ouen où elles finissent par se déposer. Sous certaines conditions météorologiques, ces particules peuvent traverser le champ du diffuseur (Figure 24) et sorber au passage une fraction relativement importante des métaux qui entrent dans la composition de l'effluent (Tableau 6).

Toutefois, malgré la charge solide potentiellement importante de la Kwé (>30 mg/l), la brièveté de l'existence du panache turbide généré naturellement par les pluies (2 ou 3 jours, cf. : Volume 1/3) conduit à négliger cet apport dans les calculs des dépôts annuels de particules marquées par l'effluent et par conséquent, de la concentration surfacique cumulée en métaux.

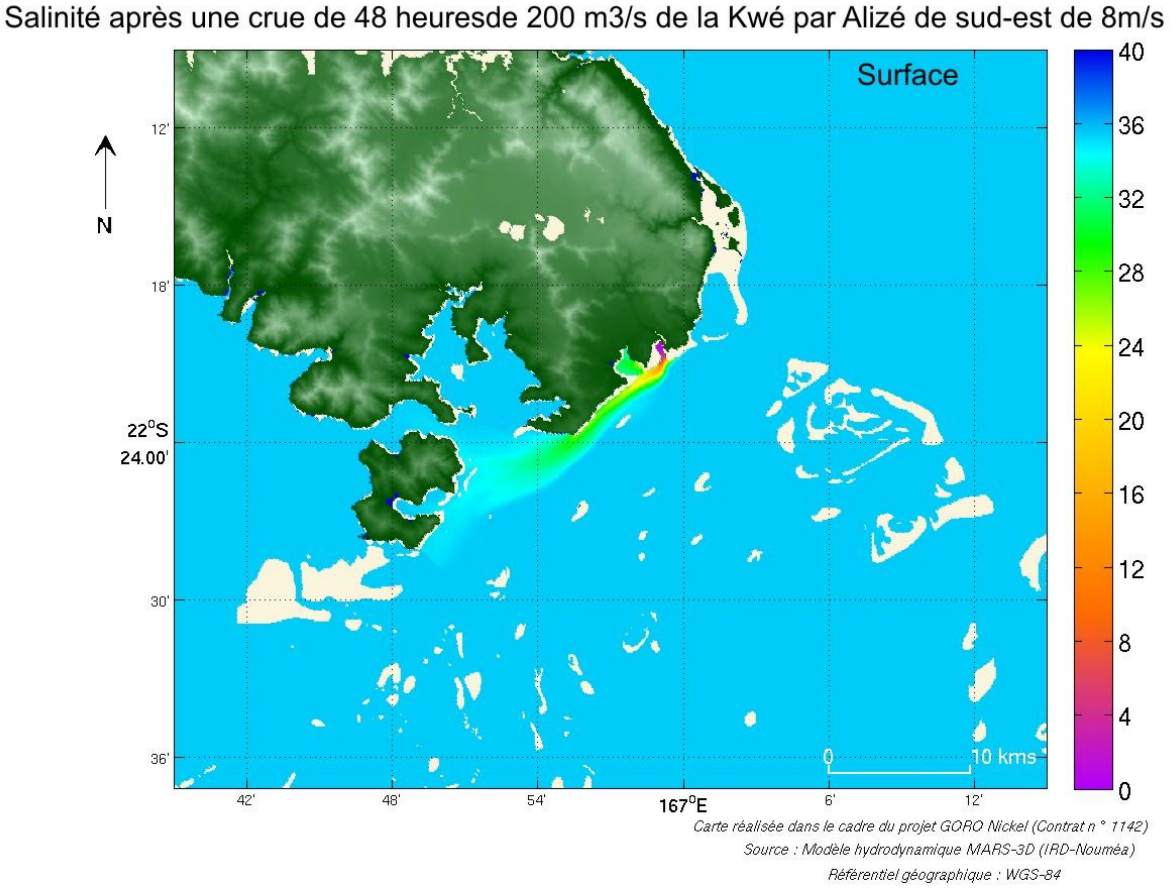


Figure 24 : Salinité dans le Canal de la Havannah après 48 heures de crue de la Kwé et pour un vent d'alizé de sud-est de 8m/s.

Ce qu'il faut retenir

Malgré l'affinité importante des métaux pour les MES du Canal de la Havannah (Kd élevés), la concentration surfacique en métaux sorbés par les particules naturelles déposées sur les fonds est très faible.

Les plus fortes valeurs calculées sont localisées au droit de la Baie du Prony et au sud-est de l'Ile Ouen. Ces estimations sont en parfait accord avec l'importance relative des concentrations en métaux mesurées dans les sédiments (cf. Volume 1/3) définissant ces zones comme des aires préférentielles de dépôt des particules fines d'origine naturelle ; l'apport supplémentaire de MES marquées par l'effluent peut donc être considéré comme négligeable.

II.2.3. Conclusion

Les simulations de transport des effluents ont mis en évidence que la distribution du panache s'effectuera selon un axe NE-SO obéissant à la circulation générale et résultant des cycles de marée ; le courant résiduel de marées étant orienté vers le SO.

Les mécanismes de dilution sont principalement générés par les mouvements de la marée en raison des forts courants qui prennent naissance dans la plus grande partie du Canal et notamment entre le Récif Ioro et la Passe de la Havannah. Cette dynamique ne laisse pas la possibilité à l'effluent, même de façon transitoire, de former des « *lentilles de surconcentration* » où des facteurs de dilution seraient inférieurs à 5 000 dans les eaux de surface du Canal de la Havannah, quelle que soit la distance au diffuseur. Au contact avec le diffuseur, des niveaux de dilution inférieurs sont estimés pour des distances atteignant 500 mètres de part et d'autre du point de rejet, en fonction des conditions marégraphiques du moment.

De surcroît, une barrière dynamique (frontière hydrodynamique) se constitue à chaque mouvement de marée selon l'axe NE-SO et isole les masses d'eau des deux unités, la réserve Merlet restant donc isolée des influences côtières.

Les calculs menés sur la sédimentation des particules fines (Ø<7 µm) offrant une propension au transport sur de longues distances, montre que l'Île Ouen et le sud de la Baie du Prony sont les principales zones potentiellement exposées. Cependant les flux estimés sont extrêmement faibles (2,4 à 4,8 mg/m²/an), les baies de Port Boisé, de Port Goro et de la Kwé ne devant recevoir annuellement que de l'ordre de 1,6 mg/m²/an. Aucun dépôt n'est calculable dans la zone de la réserve Merlet du fait de son isolement hydrodynamique.

Sur la base des flux de particules, la concentration surfacique en métaux sorbés a été calculée pour l'ensemble du domaine d'impact. D'une manière générale, les valeurs de dépôt sur les fonds sont très faibles. Ainsi pour le manganèse, métal le plus fortement concentré dans les effluents (1 mg/L), les calculs montrent que ne vont sédimenter que 360.10^{-3} µg/m²/an, soit un flux de manganèse déposé de moins de 0,04 mg/m² par siècle. Pour ce métal, le flux calculé pour les particules naturelles était de 13,5 ±0,3 mg/L lors de la définition de l'Etat de Référence en février 2007.

II.3. VALIDATION DES MODELES HYDRODYNAMIQUES (Rhodamine-WT)

L'étude expérimentale de traçage réalisée avait pour objectif les deux points suivants :

- valider les trajectoires calculées du panache en fonction des conditions environnantes ;
- vérifier la cohérence des coefficients de dilution calculés avec ceux issus de la mesure.

Le traçage a été conduit en vrai grandeur grâce au suivi en mer d'un agent colorant injecté à l'entrée du pipe-line (usine) et sortant par le diffuseur dans le Canal de la Havannah (Figure 25 et Figure 26). Sans effets toxiques, selon le Food and Drug Administration (USA), le traceur coloré sélectionné a été la rhodamine-WT[11] dont la détection est aisément réalisée par fluorimétrie même en solution fortement diluée (0,01 µg/L). Employée à une concentration initiale de 1 mg/L d'effluent, la rhodamine était donc encore mesurable pour un taux de dilution théorique de 100 000.

L'étude complète a été décomposée en deux étapes principales :

- **Une injection test** de colorant dont la finalité première était, l'estimation des temps de transfert dans les 20 km du pipe-line compris entre l'usine et le diffuseur en son point médian C38 ;
- **Deux injections expérimentales**, une par marée de morte-eau et l'autre par marée de vive-eau, pour effectuer des mesures de fluorescence sur toute la colonne d'eau à intervalles de temps réguliers et dans un espace préalablement délimité (champs proche et lointain du diffuseur, Figure 27).

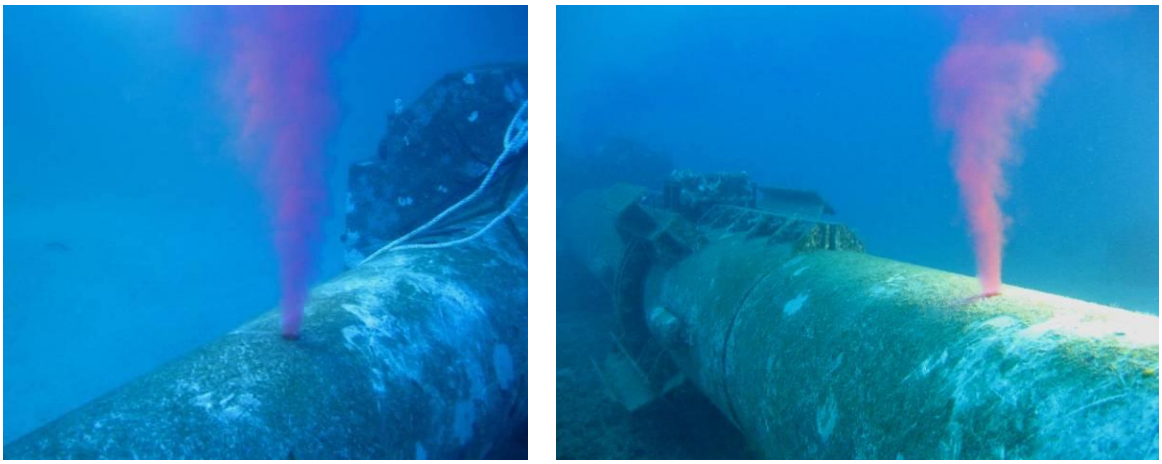


Figure 25 : Dilution du panache de rhodamine-WT au point C38 du pipe-line en condition d'étal de marée haute.

Remarques : *L'étude a été conduite au débit nominal contrôlé de 1240±60 m^3/h (1,70±0,08 L/s par orifice) avec de l'eau claire pompée à l'usine et marquée avec de la rhodamine-WT (1 mg/L). En termes de durées, chacune des deux injections expérimentales a été effectuée pendant deux cycles de marée. Cette stratégie a été dictée par les résultats issus de la modélisation du transport des formes dissoutes. Le suivi de la dispersion du colorant a été conduit jusqu'à une distance maximale d'environ 4 km de part et d'autre du diffuseur.*

[11] La rhodamine-WT est considérée comme un colorant « conservatif ».

II.3.1. Calculs préliminaires et mesures

II.3.1.a. Simulations (MARS-3D)

Des calculs prédictifs ont été conduits préalablement pour différents cas météorologiques représentatifs des conditions types régnantes statistiquement dans le lagon sud de Nouvelle-Calédonie. Ils ont notamment permis de disposer de facteurs de dilution théoriques à différentes profondeurs pour des distances croissantes à l'émissaire afin de dimensionner correctement les expérimentations de traçage.

Après chacune des campagnes de traçage, des simulations complémentaires ont également été conduites pour prendre en compte les conditions réelles de l'injection de rhodamine-WT, comme :

- le régime des vents enregistré par la station météorologique installée sur la balise Ioro ;
- l'évolution dans le temps de la concentration effective du traceur dans la solution en sortie du diffuseur (mesures effectuées au niveau de l'usine).

II.3.1.b. Mesures in-situ

Les deux premières injections (Figure 26) ont été conduites en périodes caractéristiques de « morte-eau » (28-29 septembre 2009) et de « vive-eau » (5-6 octobre 2009). A des fins de compléments d'information, une troisième injection a été requise les 17-18 novembre 2009 pendant un cycle de « vive-eau » de moyenne intensité. Les trois campagnes ont été réalisées le long d'une radiale d'environ 7 km formée par les stations positionnées de part et d'autre du diffuseur (Figure 27).

Figure 26 : Unité d'homogénéisation de la solution avant son introduction dans le pipe-line. Préparation réalisée au niveau de l'unité de traitement des eaux résiduaires de Vale-NC.

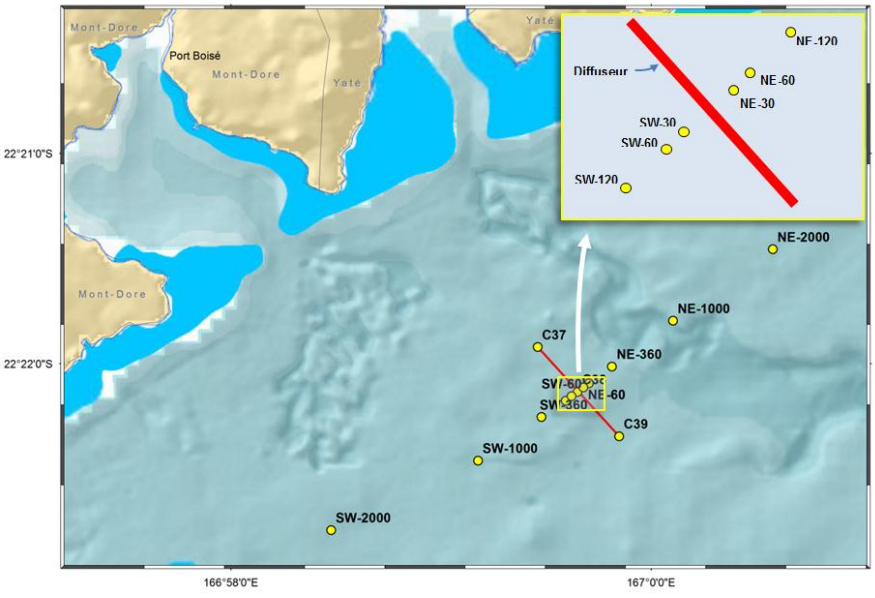


Figure 27 : Carte de positionnement des 15 stations de mesure de la rhodamine-WT par fluorimétrie in-situ. Le diffuseur est symbolisé par le trait fuchsia.

II.3.2. Résultats

II.3.2.a. Traçage par marée de morte-eau

Les enregistrements courantologiques ont montré que les vitesses mesurées oscillent entre 0,01 et 0,26 m/s, à 3 mètres du fond et entre 0,02 et 0,25 m/s, à mi-profondeur (environ -19 m). Ces vitesses modestes sont caractéristiques des cycles de marées de « *morte-eau* » ; les vitesses les plus élevées correspondent aux courants générés par la marée descendante, les plus faibles correspondant avec le début de la petite marée montante.

Les directions respectives des courants mesurées au fond et à mi-profondeur, sont très proches l'une de l'autre, tant à marée descendante (45 ±14°) qu'à marée montante (234 ±34°) (Figure 28).

Remarque : *Au moment de la renverse le changement de direction du courant au fond s'opère avec un retard d'une demi-heure sur celui de la couche de mi-profondeur.*

Les courants mesurés et simulés sont du même ordre de grandeur, mais diffèrent légèrement quant à leur répartition. En effet, les courants de fond calculés à marée descendante sont légèrement plus faibles de 0,02 à 0,04 m/s que les mesures ; inversement, à marée montante, les calculs donnent des valeurs sensiblement plus fortes que les mesures de 0,07 à 0,10 m/s (Figure 28).

La faible vitesse du courant des marées de « *morte-eau* » explique les trois phénomènes observés :

- les petits facteurs de dilutions mesurés ;
- l'importance de la couche d'eau marquée par le colorant ;
- la remontée du panache dans la colonne d'eau.

Les conditions hydrodynamiques de l'expérimentation sont aussi vraisemblablement à l'origine de l'apparition d'une « thermocline » qui confine la couche d'eau marquée par la rhodamine-WT et bloque sa remontée vers la surface.

Lors de la renverse de courant, les masses d'eau marquées et initialement transportées vers le NE reviennent et repassent, pour une part, à la verticale de l'émissaire entraînant une augmentation de la concentration dans le champ proche du diffuseur et un accroissement de la hauteur d'eau marquée. Avec la reprise des courants, toute la colonne d'eau marquée est ensuite évacuée, l'effluent sortant de l'émissaire reste alors pour sa part, plaqué près du fond avant d'être progressivement dispersé.

Les simulations confirment que l'évolution du panache suit les conditions générales de circulation de la zone : ainsi lorsque les courants sont forts, l'effluent reste plaqué près du fond, lorsque le courant diminue le panache diffuse plus sur la verticale et montre une tendance à se disperser dans la colonne d'eau.

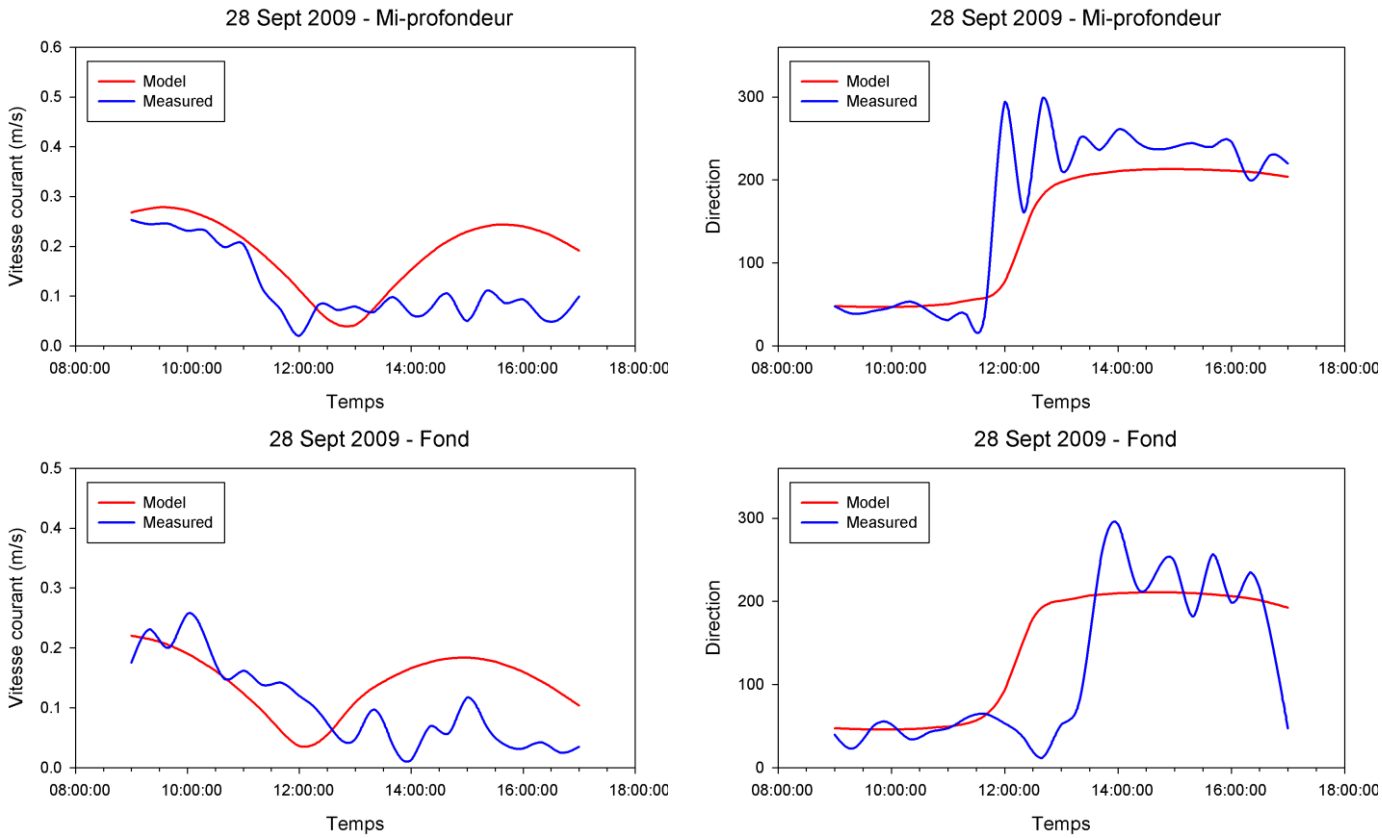


Figure 28 : Comparaison des valeurs mesurées de vitesses et de directions du courant et calculées par le modèle (MARS-3D) pour le 28 septembre 2009. Données concernant les 3 derniers mètres de la colonne d'eau (k=4) et de mi-profondeur (-19 m ; niveau sigma du modèle k=11).

II.3.2.b. Traçage par marée de vive-eau

Les enregistrements courantologiques en conditions de marées de « *vive-eau* » présentent des vitesses relativement élevées. Les vitesses les plus fortes correspondent aux courants générés par la marée descendante, les plus faibles correspondant à la période d'étal tidal de marée basse.

Deux couches ont été décrites mais les directions respectives des courants mesurés au fond et à mi-profondeur, sont très proches l'une de l'autre, tant à marée descendante (54 ±10°) qu'à marée montante (228 ±15°) (Figure 29). A l'inverse du cas précédent, le changement de direction observé au moment de la renverse de courants s'opère quasiment de manière simultanée dans les couches de fond et de mi-profondeur ; les renverses de courants calculées au point C38, s'effectuent au même moment que les mesures.

Remarque : *La première heure et demi de la marée montante montre des divergences de direction tant pour les eaux de mi-profondeur que de fond (cf. : Volume 1/3).*

La simulation montre également que les courants orientés vers le SO perdurent plus longtemps que ceux dirigés vers le NE. Il résulte de cette différence l'existence d'un courant résiduel qui dirige vers le SO les masses d'eau circulant dans le Canal de la Havannah.

Comme précédemment, les simulations confirment que l'évolution du panache suit les conditions générales de circulation de la zone : ainsi lorsque les courants sont forts, l'effluent reste plaqué près

du fond, lorsque le courant diminue le panache diffuse plus sur la verticale et montre une tendance à se disperser dans la colonne d'eau. Ces mécanismes sont accentués du fait de l'intensité des courants générés par les marées de « vive-eau ».

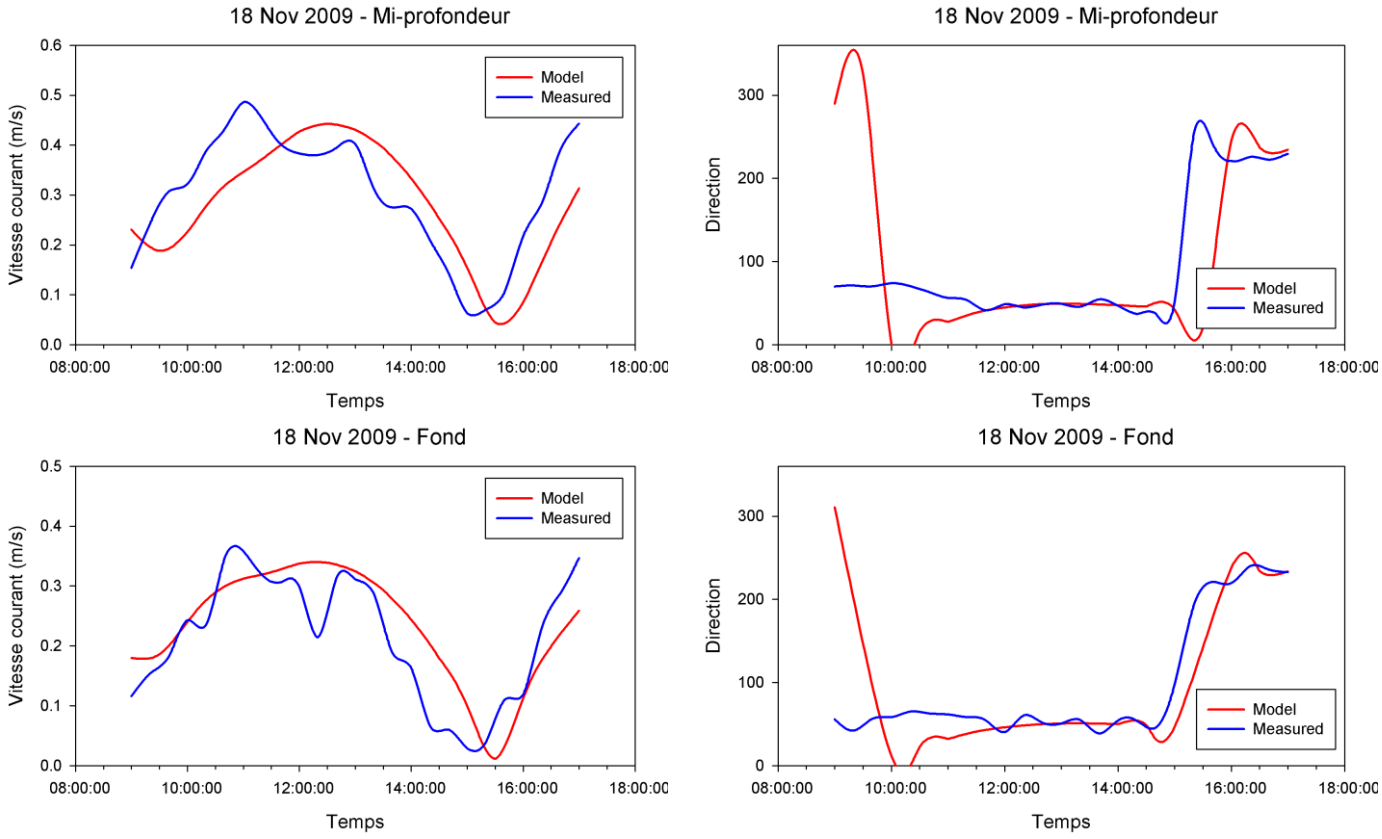


Figure 29: Comparaison des valeurs mesurées de vitesses et de directions du courant et calculées par le modèle (MARS-3D) le 18 novembre 2009. Données concernant les 3 derniers mètres de la colonne d'eau (k=4) et de mi-profondeur (-19 m ; k= 11).

Ce qu'il faut retenir

Les simulations ont montré que :

- Les mécanismes de dilution sont fortement liés à deux facteurs : d'une part, l'alternance de marée de « *vive-eau* » et de « *morte-eau* » qui génère des courants d'intensités et directions variables et d'autre part, la renverse des courants au cours d'un cycle de marée qui assure un brassage des masses d'eau ;

- Les taux obtenus dans le secteur sud-ouest sont légèrement supérieurs à ceux obtenus au nord-est, ce qui confirme que le transport des fractions dissoutes se fait préférentiellement vers le sud-ouest (« résiduelle de marée ») ;

- Les taux de dilution à 30 m (SW30 et NE30) atteignent voire dépassent la valeur de 1 000, seules les conditions de marée montante de « *morte-eau* » semblent pénalisantes du point de vue de la dispersion (Tx = 650). Ces valeurs sont proches des attentes en termes de performances

moyennes du diffuseur (Tx = 1 000 à 20 m), notamment compte tenu de la précision relative des stations de mesure positionnées par GPS et de la dérive des embarcations.

- Le taux de dilution **Tx = 5 000** nécessaire pour confondre les compositions de l'effluent et l'eau de mer en termes de concentration en métaux (essentiellement Mn) est atteint **à une distance variant de 350 à 500 m de part et d'autre du diffuseur, tous cas de figures confondus.**

II.3.3. Conclusion

D'une manière générale, le modèle hydrodynamique de transport reproduit remarquablement les phénomènes de dispersion de la rhodamine-WT, particulièrement par conditions de *« vive-eau »*. Les principales conclusions sont les suivantes :

Conditions de morte-eau (Tableau 8) :

- Dans le champ proche (30m), les facteurs de dilution (Tx) peuvent ne pas dépasser 1 000, voire prendre des valeurs voisines de 500 exceptionnellement juste au moment de la renverse de courants. Dans le champ lointain (1 000 m), les Tx sont généralement supérieurs à 6 500 mais des veines peu diluées (Tx=2 500) peuvent subsister et être détectées encore plus loin ;
- D'une façon générale, la colonne d'eau marquée par la rhodamine-WT (Tx <13 000) couvre une épaisseur qui peut atteindre plus de 20 m. Au moment de la renverse des courants l'épaississement de la couche marquée est largement favorisé (environ 3 à 5 m) ;
- Avec l'éloignement au terme source, le panache montre une tendance à s'élever dans la colonne d'eau. Ce phénomène a été constaté majoritairement pour des distances supérieures à 1 000m conjointement à de très faibles vitesses de courants ;
- Par courants faibles, le comportement du panache modélisé montre quelques divergences avec la réalité mesurée (vitesses plus faibles que la réalité à marée descendante mais plus fortes à marée montante). Cependant, la phénoménologie générale est amplement respectée ;
- Dans le champ proche, le modèle fournit des valeurs de Tx plus grandes et donc accroît sensiblement la dilution en raison des vitesses de courant surestimées.

Tableau 8 : Valeurs minimales des facteurs de dilution (Tx) issues de la simulation et de la mesure par fluorimétrie pour les différents traçages effectués par marée de « *morte-eau* ». Valeurs en fonction de la distance à l'émissaire entre 30 et 2000 m.

Valeur minimale de Tx		Station											
		SW2000	**SW1000**	**SW360**	**SW120**	**SW60**	**SW30**	***NE30***	***NE60***	***NE120***	***NE360***	***NE1000***	***NE2000***
Morte-eau	**Mesurée**	-	3500	2800	1100	1300	650	*950*	*1850*	*2100*	*3200*	*11200*	-
	Simulée	>13000	>13000	5200	2100	2000	2000	*1500*	*1900*	*2600*	*5000*	*>13000*	*>13000*

Conditions de vive-eau (Tableau 9) :

- Dans le champ proche (30m), les facteurs de dilution (Tx) dépassent la plupart du temps 2 500 et atteignent même souvent des valeurs voisines de 4 500. Dans le champ lointain (1 000m), les Tx sont généralement de l'ordre de 8 000, voire supérieurs, comme le montrent les mesures et les simulations ;
- L'épaisseur de la colonne d'eau marquée par la rhodamine-WT (Tx <13 000) n'est que de quelques mètres et la veine reste principalement plaquée au fond. Cette couche peut cependant s'épaissir momentanément jusqu'à atteindre 15-20m, notamment lors de la renverse des courants ;
- Le panache ne montre qu'une tendance faible à s'élever dans la colonne d'eau ;
- Pour les conditions de *« vive-eau »* (campagne d'octobre) et intermédiaires (campagne de novembre), les facteurs de dilution simulés sont très proches des valeurs issues de la mesure fluorimétrique.

Tableau 9 : Valeurs minimales des facteurs de dilution (Tx) issues de la simulation et de la mesure par fluorimétrie pour les différents traçages effectués par marée de vive-eau. Valeurs en fonction de la distance à l'émissaire entre 30 et 2000 m.

Valeur minimale de Tx		Station											
		SW2000	SW1000	SW360	SW120	SW60	SW30	NE30	NE60	NE120	NE360	NE1000	NE2000
Vive-eau	Mesurée	7500	8500	2500	2200	1200	1300	1200	2000	2200	4500	8000	8000
	Simulée	>13000	>13000	2200	1800	1000	900	1300	1900	2400	3900	>13000	>13000

II.4. MODELISATION DU DIFFUSEUR, CALCULS DE DISPERSION EN CHAMP PROCHE

La modélisation de la dispersion des effluents dans le champ proche (distance <100 m) a permis d'optimiser la configuration du diffuseur pour satisfaire un taux minimum de dilution de 1 000 à 20 mètres du point de rejet (AIZ « Allocated Impact Zone), (INERIS, 2003). Pour cette modélisation, il a été nécessaire d'étudier la dilution dans les 4 scénarios proposés par l'industriel dans le fonctionnement de l'usine.

La modélisation visait spécifiquement la zone du champ proche où la dilution de l'effluent est favorisée par la turbulence générée par les jets du diffuseur qui représente lui-même un obstacle aux courants.

La conception du diffuseur jouant un rôle prépondérant dans la dispersion, il a pu être fourni un outil d'aide à la décision pour le choix de la configuration optimale du diffuseur (Luo et al., 2006).

II.4.1. Données initiales

L'effluent est rejeté en mer par un diffuseur de 1 km de long et de 60 cm de diamètre intérieur ; il est connecté dans le prolongement du « tuyau » d'évacuation des rejets liquides. Le diffuseur est de type « multipores » unidirectionnel et à décharge verticale. Il est percé de 200 trous de 40 mm de diamètre espacés de 5 m (Figure 30).

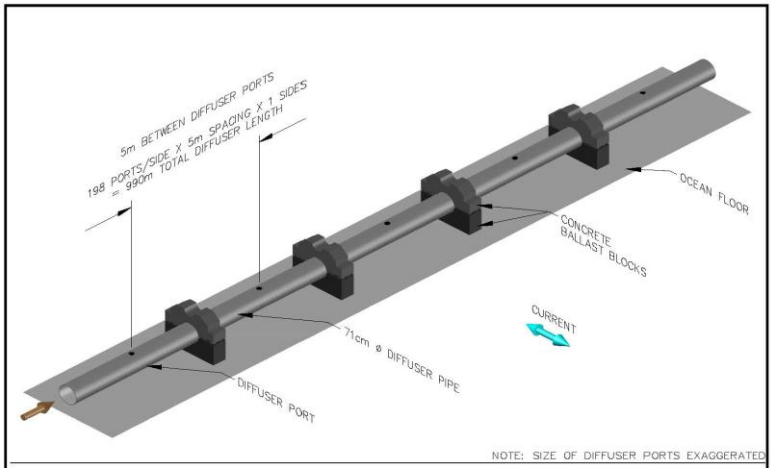


Figure 30 : Schéma du diffuseur installé en bout de ligne pour le rejet des effluents.

Les simulations de rejet concernant les 4 différents scénarios prévus par l'industriel ont été réalisées. Toutefois, parmi les 4 principaux scénarios retenus (Tableau 1), deux situations ont été étudiées attentivement :

- le cas 1 qui correspond aux conditions de rejet standards ;
- le cas 3 qui possède la densité d'effluent la plus forte en raison notamment de l'augmentation notable en sulfates.

Les paramètres de modélisation qui ont été pris en compte sont : la température (T=40°C), les densités respectives (d_{cas1} = 1002 et d_{cas3} = 1014), la densité de l'eau de mer (d_{mer} = 1023) et les débits (Q_1 = 1220 et Q_2 = 1210 m^3/h).

Tableau 10 : Dilution minimale et en moyenne à 20 m du diffuseur pour les scénarios 1 et 3 et les différentes vitesses de courant.

		Vitesse du courant (m/s)					
	Dilution à 20 m	**0,05**	**0,15**	**0,25**	**0,35**	**0,45**	**0,55**
Scénario 1	**Minimale**	825	600	660	705	650	575
	Moyenne	1815	1570	1655	1680	1665	1615
Scénario 3	**Minimale**	615	425	475	450	375	350
	Moyenne	1470	1330	1390	1405	1365	1425

II.4.2. Principaux résultats

Les calculs de performances du diffuseur ont permis d'aboutir à un nouveau design pour améliorer l'efficacité en termes de dilution en augmentant le taux de dilution à 20m par 5 en passant de 200 (Hach, 2001) à 1000. Ces performances ont été obtenues grâce aux étapes suivantes :

- calcul des champs 3D de vitesses, de concentrations et de températures à l'aval du tuyau sur une distance supérieure à 20m, pour différentes valeurs du courant marin ;
- déduction des valeurs de la dilution minimale (inverse de la concentration maximale) à 20 m, en vue de vérifier les valeurs obtenues par Hay (2006).

Les calculs ont montré à l'évidence que l'augmentation du courant amincit considérablement le panache et que celui-ci est canalisé et progressivement plaqué vers le fond. Cette réduction de section du panache a pour effet de limiter les mécanismes de dilution de celui-ci (Figure 31, Figure 32 et Tableau 11).

Remarque : *Les valeurs de dilution sont calculées pour un régime stationnaire qui ne tient pas compte de la turbulence générée par le profil bathymétrique ni de la dynamique créée par l'alternance des mouvements de marée. En réalité, les taux de dilution doivent être probablement plus importants*.

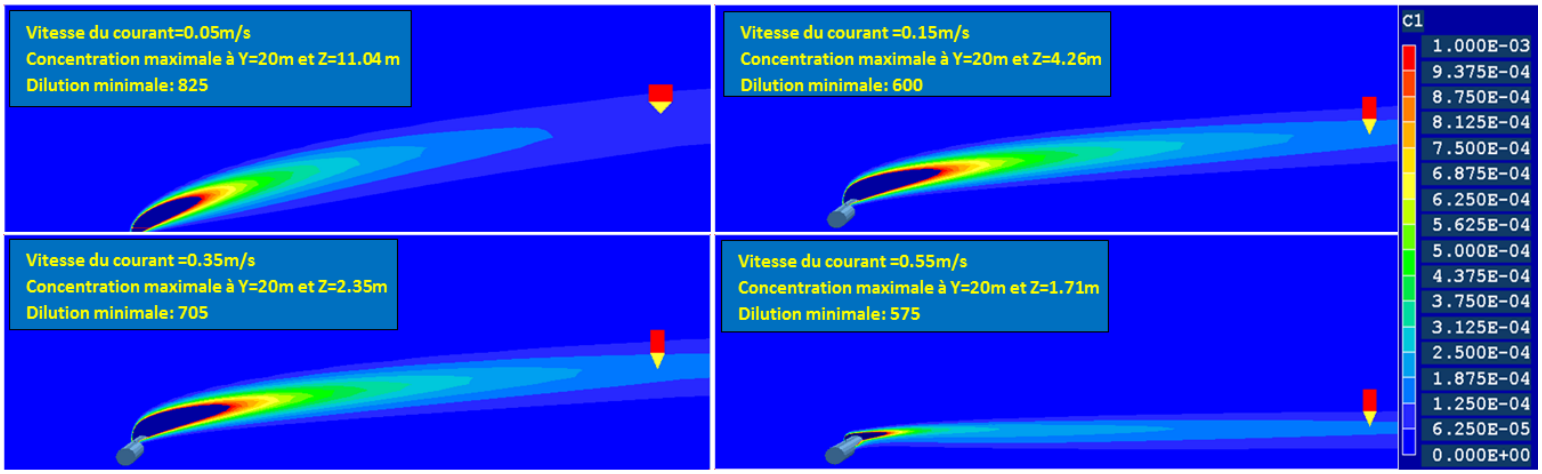


Figure 31 : Evolution du panache en fonction de la vitesse du courant marin. Conditions du scénario 1 et T=40°C. Calcul de la concentration et calcul du taux de dilution maximal à 20 m du diffuseur (crayon rouge).

Ce qu'il faut retenir

La conception du diffuseur a été grandement améliorée en adoptant la solution de décharge unidirectionnelle verticale (200 ports espacés de 5 m).

L'évolution longitudinale de la dilution minimale a été étendue à une distance de 100m et plus pour les scénarios 1 et 3, pour plusieurs vitesses du courant de fond comprises entre 0,05m/s et 0,55m/s.

Pour les vitesses de courant les plus élevées, le panache atteint le sol marin, mais la dilution s'y trouve supérieure à 2000.

II.4.3. Conclusion

Les comparaisons de performances (en termes de dilution minimale à 20 m) ont été réalisées pour les 4 scénarios proposés par l'industriel, dans le cas d'une température de sortie de 40°C (arrêté ICPE-2004). Le risque d'incident dans le système de refroidissement qui conduirait à une température de sortie de 45°C a été également simulé, mais celui-ci est mineur en termes d'impact sur les températures des eaux du lagon, l'augmentation des taux de dilution moyens en raison de la variation de densité de l'effluent est inférieure à 10% quel que soit le scénario de rejet envisagé.

Le scénario 1 correspondant aux conditions nominales de rejet prend en compte un effluent plus léger dont les propriétés de dilution sont les meilleures. Toutefois, les taux moyens de dilution souhaités à 20 m du diffuseur (Tx > 1 000) sont atteints quels que soient les scénarios. (Tableau 11).

En terme NOEC pour le Mn, la distance à partir de laquelle la concentration est inférieure à la norme de 0,02 mg de Mn/L (Massabuau et al., 2006), quelle que soit la vitesse du courant de fond:

- Scénario 1 : Y_{NOEC} = 30m, pour une concentration initiale de 15 mg de Mn/L ;
- Scénario 2 (neutralisation par la chaux) : Y_{NOEC} > 100m, pour une concentration initiale de 50 mg de Mn/L ;
- Scénario 3 (Oxydation par SO_2/air) : Y_{NOEC} = 30m, pour une concentration initiale de 10 mg de Mn/L.

Les performances obtenues ne prennent pas en considération les conditions hydro-climatiques naturelles qui viennent s'additionner.

Tableau 11 : Valeurs des taux de dilution minimum et moyen en fonction de la distance pour des vitesses de courants les plus probables, respectivement : 0,15 m/s et 0,25 m/s.

		SCENARIO	DISTANCE AU DIFFUSEUR (m)		
			20	50	100
TAUX DE DILUTION	Minimal	1	600-700	1400-1500	2600-2800
		3	400-500	1050	1900-2100
	Moyen	1	1600-1700	2700-2900	3900-4200
		3	1300-1400	2300-2400	3500-3700

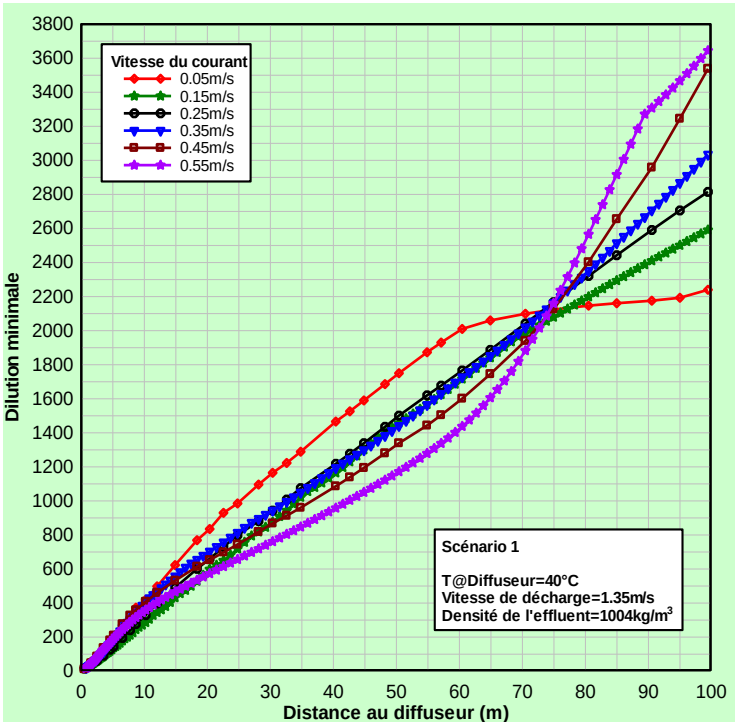


Figure 32 : Dilution minimale en fonction de la distance au diffuseur. Exemple du scénario 1.

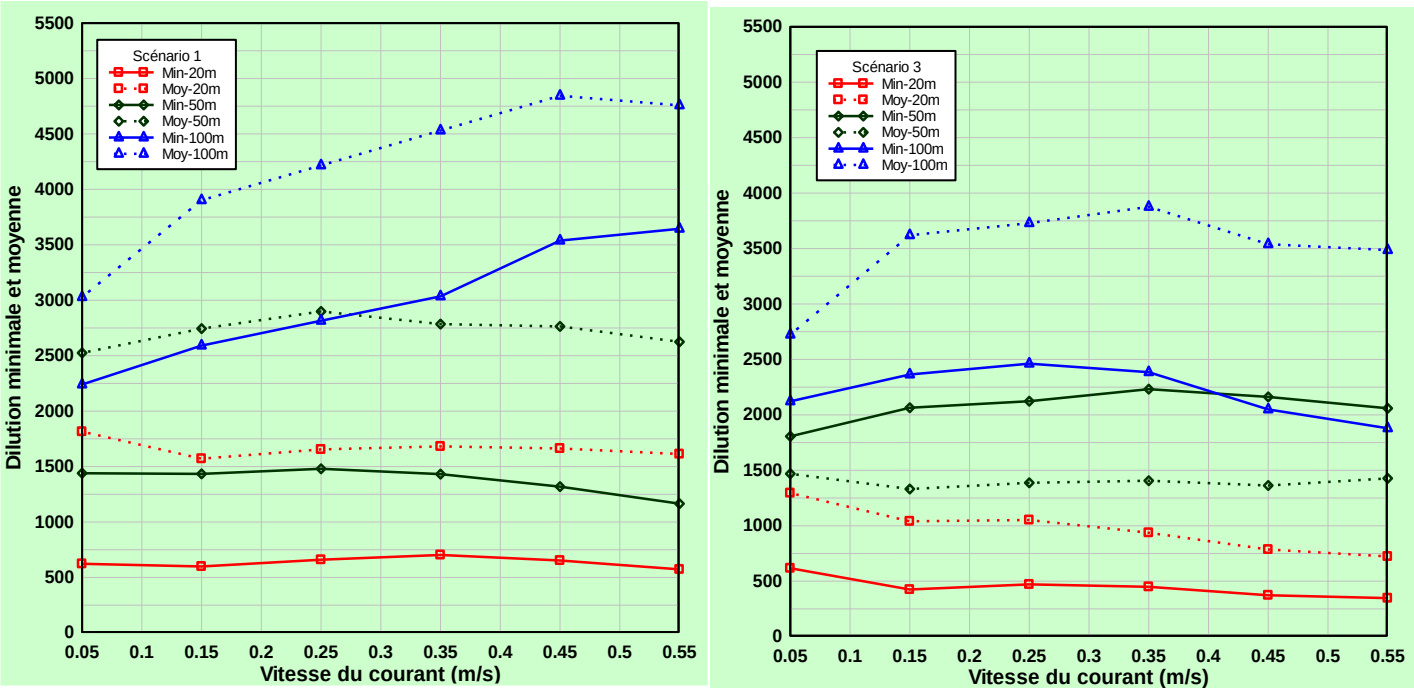


Figure 33 : Dilution minimale et moyenne dans le panache en fonction de la vitesse du courant à 20, 50 et 100 m du diffuseur pour le scénario 1 (gauche) et scénario 3 (droite).

II.5. TOXICITE POTENTIELLE DE L'EFFLUENT

II.5.1. Contexte

Sur la base des réserves formulées par l'INERIS (2003) pour l'octroi de l'arrêté ICPE 2004, une série de 3 recommandations a été promulguée :

Recommandation N°1 *: « accroître la connaissance sur la mesure des effets chroniques chez les organismes marins du milieu récifal néo-calédonien de manière à disposer d'ici à la mise en service de l'usine d'outils écotoxicologiques en diversité suffisante pour pouvoir appliquer préférentiellement les critères énoncés dans la méthodologie européenne décrite dans le TGD[12], en tenant compte des données scientifiques issues des travaux australiens et néo-zélandais, le tout dans un contexte de réglementation européenne conforme au référentiel utilisé. »*

Par cette recommandation, l'INERIS indique que le choix d'espèces indigènes à la Nouvelle-Calédonie apporte un certain nombre d'avantages, notamment, une meilleure représentativité des effets toxiques mesurés et une pré-validation, pour des besoins ultérieurs de surveillance à long terme. L'INERIS précise en outre que «… *le choix des espèces-tests,…, devra tenir compte de l'avis de différents spécialistes expérimentés de l'écologie côtière tropicale indopacifique, ayant, si possible, déjà travaillé dans le lagon de NC.* ».

[12] TGD = Technical Guidance Document

Recommandation N°2 *- « … s'assurer que les essais faits en laboratoire sont entachés le moins possible par les écarts de comportement du principal vecteur de toxicité, à savoir le manganèse, dont le devenir géochimique demeure pour l'instant mal connu et difficilement prévisible. ».*

Recommandation N°3 *- « …intégrer une démarche de surveillance par essais de toxicité sur l'effluent final dans le cadre d'un programme de surveillance mené sur des bio-indicateurs préalablement sélectionnés, de manière à disposer d'un outil de dépistage permettant d'anticiper les effets in situ sur les espèces du milieu récepteur. ».*

Pour répondre aux différents points du cahier des charges, une contre-expertise (Massabuau & Cotignola, 2007) a été mandatée par la province Sud. En parallèle, le programme de recherches pluridisciplinaire incluant un volet « Ecotoxicologie » (programme prédictif), proposé en 2005 par l'IRD, a été mis en place.

II.5.2. Etudes conduites par le Comité de Contre-Expertise

II.5.2.a. Etude de la Bioaccumulation et de la Génotoxicité du manganèse chez un poisson (Tétrodon)

(1) Présentation de l'étude

L'étude de la bioaccumulation et des effets du Mn sur la réponse génétique chez un poisson de genre *Tétrodon,* conduite par Massabuau & Cotignola (2007), a été réalisée afin de répondre aux deux questions suivantes :

- si un poisson séjournait pendant plusieurs semaines dans la zone des 20 m en aval des effluents, une concentration de 100 µg/L[13] de Mn dissous dans l'eau de mer pourrait-elle présenter un risque quelconque pour le poisson ?
- dans l'hypothèse où du Mn rejeté puisse se lier à des matières en suspension (MES) au niveau du diffuseur puis soit transporté par les courants marins dominants avant de sédimenter, une accumulation de particules enrichies en Mn dans certaines zones préférentielles de dépôt serait envisageable ; si un poisson venait pendant plusieurs jours se nourrir d'invertébrés (bivalves notamment) vivant dans cette zone, l'ingestion de Mn accumulé dans leurs tissus risquerait-elle d'induire un risque toxique chez ce poisson ?

Pour cette expérimentation, l'espèce *Arothron nigropunctatus* (poisson ballon à tâches noires) a été choisie car elle appartient à la même famille (Tetraodontidae) que *Takifugu rubripes* et *Tetraodon nigroviridis*, deux espèces dont le génome a été entièrement séquencé. L'expérience a consisté à exposer des spécimens de cette espèce à une contamination en manganèse selon deux modalités :

- ***Par exposition directe*** : cinq poissons ont été maintenus pendant 4 semaines à une concentration en manganèse dissous de 100 µg/L dans un aquarium de 100 L.
- ***Par exposition trophique*** : cinq autres poissons ont été nourris pendant 5 jours avec des moules *Mytilus edulis*, espèce de milieu tempéré, (à raison de 6 moules/j) préalablement contaminées pendant 14 jours par exposition à une concentration de 10 mg/L de manganèse

[13] Cette valeur de 100 µg.L^{-1} est la concentration initialement prévue par l'industriel à environ 20 m du diffuseur ; elle correspond à la dilution d'un facteur 1 000 d'un effluent contenant 100 mg.L^{-1} de manganèse.

dissous. La concentration moyenne en manganèse dans les moules consommées par les poissons était de 70,3 ± 13,4 µg/g poids sec ; les doses calculées ingérées par les poissons étaient d'environ 42 µg de manganèse par jour.

Ces deux expériences ont été réalisées au laboratoire en conditions contrôlées de température (25°C), salinité (30 ‰) et photopériode (12h/12h). Des spécimens témoins ont été maintenus sous les mêmes conditions sans ajout de manganèse.

A la fin des expériences, les poissons ont été disséqués afin d'isoler les principaux organes de stockage ou de passage du Mn (branchies, foie, cerveau et muscles). Le reste du corps a été conservé afin d'analyser les concentrations en Mn (***étude de la bioaccumulation***) et de rechercher les signes les plus précoces de premières atteintes dues à la contamination de l'eau ou de la nourriture par le Mn en utilisant des ***outils de biologie moléculaire***. Le suivi de l'expression des gènes utilise la méthode RT-PCR quantitative[14] (gène de référence : actine) ; un ensemble de neuf gènes d'intérêt ont été choisis de manière à obtenir une évaluation large de l'impact éventuel de ce métal sur plusieurs fonctions cellulaires essentielles, telles que la lutte contre le stress oxydant, la réparation de l'ADN, l'apoptose (mort cellulaire génétiquement programmée) ou l'homéostasie du fer (régulation métabolique).

(2) *Résultats*

Lors de ces deux expériences, aucune mortalité induite par l'exposition au manganèse n'a été observée chez les moules et les poissons.

EXPOSITION PAR VOIE DIRECTE

Bioaccumulation du Mn

Après 28 j d'exposition en Mn dissous dans l'eau (101 ±8 µg/L), aucune différence significative de bioaccumulation n'a été observée entre les poissons entiers exposés (13,9 ± 3,6 µg/g poids sec ; n=3) et les poissons entiers témoins (15,0 ± 9,7 µg/g en ps, n=2) ; les très faibles effectifs étudiés ne permettent cependant pas de conclure avec pertinence (Figure 34). En revanche, des différences de concentrations significatives (p=0,025) apparaissent au niveau du cerveau entre les spécimens exposés aux 100 µg/L (16,7 ± 0,1 µg/g, n=5) et les spécimens témoins (4,3 ± 2,1 µg/g, n=3).

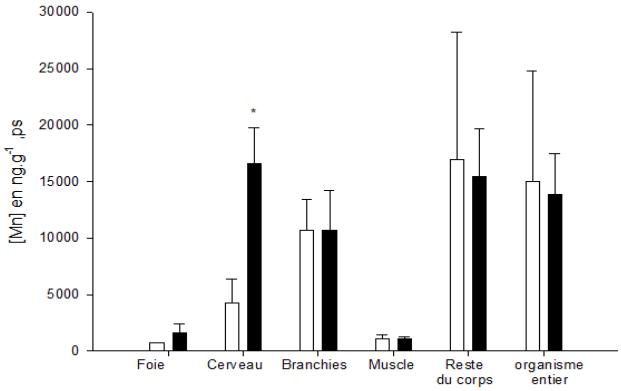


Figure 34 : Concentrations en Mn (ng.g^{-1} poids sec) dans différents organes du poisson *Arothron nigropunctatus* après 28 j de contamination par voie directe à une concentration de 100 µg/L de Mn dissous dans l'eau (histogrammes blancs = témoins ; noir = poissons contaminés) (Massabuau et al., 2007). Pour l'étude séparée des organes n=5 ; pour les organismes entiers n=3 et pour les témoins n=2. (*) Différence significative par rapport au témoin correspondant (p<0,05, test U de Mann-Whitney).

[14] RT-PCR : *Reverse transcription polymerase chain reaction.*

Expression génique

L'étude comparative de l'expression des gènes (facteurs d'induction ou de répression) impliqués dans les grandes fonctions cellulaires entre les poissons contaminés et les témoins, révèle des effets variables selon le gène et l'organe considérés (Tableau 12). Par rapport aux poissons témoins, les effets s'expriment au niveau du cerveau puis du foie chez les poissons exposés et se traduisent par :

- une surexpression (induction) significative des gènes participant à la lutte contre la formation de radicaux libres induisant le « stress oxydant » (*sod Mn* : Superoxyde Dismutase à Mn ; *cat* : Catalase ; *per* : Glutathion peroxydase) ;
- l'activation des mécanismes de réparation de l'ADN (*rad51*), l'apoptose (*c-fos ; Bax*) ;
- l'homéostasie du fer (*Tfr* : récepteur à la transferrine ; *irp1* : iron regulatory protein 1).

Ces résultats traduisent l'existence d'une toxicité cellulaire induite par le Mn dissous incorporé, dans les conditions expérimentales testées (100 µg/L et 28 jours d'exposition).

GENES	CERVEAU	BRANCHIES	FOIE
Stress oxydant			
Sod Mn	1,1	2,1	6,6
per	19,5	1,6	11,4
cat	5,0	-4,3	2,5
Métabolisme mitochondrial			
coxI	12,4	3,4	1,9
Réparation de l'ADN			
Rad51	-5,0	-2,7	41,0
Apoptose			
c-fos	5,7	1,8	163,4
Bax	36,4	1,4	1,9
Homéostasie du fer			
Tfr	486	-16,7	3,2
Irp1	10,8	2,5	8,9

Tableau 12 : Niveaux d'expression des gènes (facteurs d'induction ou de répression par rapport aux témoins) étudiés dans le cerveau, les branchies et le foie du poisson *Arothron nigropunctatus* (n=5) exposé pendant 28 j à une concentration de 100 µg/L de manganèse dissous (Massabuau et al., 2007). Les niveaux d'expression ont été normalisés par rapport à l'actine. Les facteurs indiqués en bleu sont significativement différents des témoins (Test U de Mann-Whitney avec p<0,05) ; dans les branchies en revanche, le taux d'expression des gènes *cat* et *Tfr* est significativement inférieur chez les poissons contaminés. Ces résultats traduisent l'existence d'une toxicité cellulaire induite par le manganèse dissous incorporé ().

EXPOSITION PAR VOIE TROPHIQUE

Bioaccumulation du Mn

Après 5 jours d'exposition, les poissons ne présentent aucune différence significative de concentration en Mn (organisme entier) par rapports aux poissons témoins (Figure 35). En revanche, l'analyse séparée des divers organes révèle que la bioaccumulation du Mn est hautement significative (p=0,025) dans le cerveau, avec une concentration moyenne de 150 ± 72 µg/g poids sec au lieu de 4,3 ± 2,1 µg/g chez les témoins. Dans le foie, la différence est à la limite de la significativité (p=0,052) entre les poissons contaminés (4,1 ± 2,0 µg/g) et les témoins (0,70 ± 0,06 µg/g).

Expression génétique

L'expression des gènes n'a pu être réalisée qu'au niveau du foie et des branchies des poissons contaminés (Tableau 13). Toutefois, des facteurs d'induction significativement supérieurs aux témoins ont été obtenus chez les gènes *cat* (lutte contre le stress oxydant), *c-fos* (apoptose) et *irp1* (homéostasie du fer) présents dans le foie ; a contrario, *c-fos* (apoptose) et *Tfr* (homéostasie du fer) sont significativement réprimés au niveau des branchies.

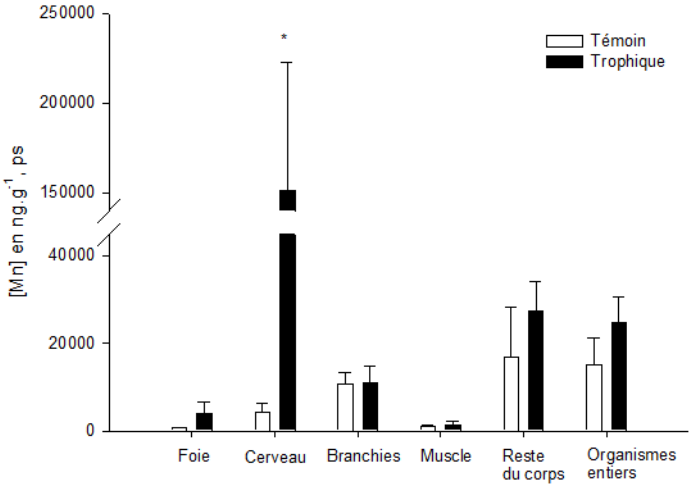


Figure 35 : Concentrations en Mn (en ng/g poids sec) dans différents organes du poisson *Arothron nigropunctatus* après 5 j de contamination par voie trophique correspondant à un apport de 42 µg de Mn par jour (Massabuau et al., 2007). (*) Différence significative par rapport au témoin correspondant (p<0,05, test U de Mann-Whitney) ; n=5, moyenne ± SE.

GENES	BRANCHIES	FOIE
Stress oxydant		
Sod Mn	1,3	1
per	1,4	2,8
cat	-2,1	**4,4**
Métabolisme mitochondrial		
coxI	1,5	3,3
Réparation de l'ADN		
Rad51	-2,3	1
Apoptose		
c-fos	**-3,2**	**30,1**
Bax	1,3	2,6
Homéostasie du fer		
Tfr	**-21,7**	1,4
Irp1	**1,2**	**44,7**

Tableau 13: Niveaux d'expression des gènes (facteurs d'induction ou de répression par rapport aux témoins) étudiés dans les branchies et le foie du poisson *Arothron nigropunctatus* (n=5) exposés pendant 5 j à une contamination trophique (soit un apport quotidien de 42 µg de manganèse) (Massabuau et al., 2007). Les niveaux d'expression ont été normalisés par rapport à l'actine. Les facteurs indiqués en gras sont significativement différents des témoins (Test U de Mann-Whitney avec p<0,05).

(3) Conclusion

Les résultats obtenus lors des deux expériences de contamination indiquent qu'une exposition d'un mois à une concentration de 100 µg/L de manganèse dissous ainsi qu'une prise de nourriture contaminée représentant un apport de 42 µg de Mn par jour entraînent une **bioaccumulation du Mn préférentiellement dans le cerveau pour les deux modes d'exposition**. La bioaccumulation consécutive à une exposition par voie trophique est cependant 9 fois plus importante que celle observée après une contamination par voie dissoute chez *Arothron nigropunctatus*. Ces résultats sont conformes à ceux obtenus lors de précédentes études conduites chez l'Homme (Gallez *et al.*, 1998 ; Takeda, 2003) et chez des crustacés marins (Baden *et al.*, 1995, 1999 ; Correa *et al.*, 2005).

La bioaccumulation du manganèse dans le cerveau par voie directe s'accompagne de l'apparition de signes de perturbations du fonctionnement cellulaire, avec des facteurs d'induction significatifs et parfois relativement importants chez des gènes impliqués dans la lutte contre les radicaux libres, dans l'apoptose et l'homéostasie du fer au sein des cellules du cerveau.

Après une contamination par voie trophique, dans les cellules du foie il apparait une surexpression des gènes impliqués dans la lutte contre le stress oxydant, l'apoptose et l'homéostasie du fer avec en

plus une surexpression du gène liée à la réparation de l'ADN suite à une exposition par voie directe. Au contraire, une répression de certains gènes (*Tfr*, impliquée dans l'homéostasie du fer) est observée dans les branchies suite aux contaminations expérimentales directes et trophiques. Ces signes précoces de toxicité cellulaire du manganèse dans le foie et les branchies s'expriment, bien qu'aucune bioaccumulation significative de manganèse n'ait été détectée dans ces organes.

Ce qu'il faut retenir

L'exposition d'un poisson au manganèse pendant plusieurs semaines dans la zone des 20 m en aval du point de rejet de l'effluent ([Mn_{diss}] = 100 µg/L) ou bien une prise de nourriture significativement contaminée en Mn pendant une durée de 5 jours, n'entraîneraient aucune mortalité ni bioaccumulation significative dans l'organisme entier. En revanche, une bioaccumulation préférentielle significative serait, dans les deux cas, détectée spécifiquement dans le cerveau, mais pas dans les autres organes. Cette bioaccumulation serait 9 fois plus importante avec une prise de nourriture contaminée.

L'incorporation de manganèse entraîne l'apparition de signes précoces de toxicité cellulaire dans le cerveau, le foie et les branchies, même en l'absence de bioaccumulation significative dans les deux derniers organes.

Sur la base des résultats de génotoxicité, les chercheurs du Comité de Contre-Expertise ont alors proposé que la concentration en Mn total en sortie du diffuseur soit réduite **à 10 mg/L** (au lieu de 100 mg/L).

II.5.2.b. Bioaccumulation et écotoxicité des métaux de l'effluent

Conformément au cahier des charges présenté par la province Sud, il était également demandé dans le volet « écotoxicologie de la contre-expertise» de : «… *rendre un avis, en l'état actuel des connaissances scientifiques et du milieu, sur :*

- *La bioaccumulation dans le milieu marin et dans le temps, de l'ensemble des différents métaux contenus dans l'effluent (arsenic, chrome, chrome hexavalent, plomb, cuivre, nickel, zinc, manganèse, étain, fer, aluminium, cobalt, mercure, cadmium), leur bio-amplification dans la chaîne alimentaire ainsi que leur écotoxicité à court, moyen et long termes ;*
- *La formation et les effets du chrome hexavalent (Cr VI) et des autres métaux contenus dans l'effluent, sur le milieu marin ;*
- *Dans ces conclusions, l'expert s'attachera à répondre sans ambiguïté à la question de l'impact du rejet sur le milieu marin et sur la santé humaine. »*

Dans un premier temps, la démarche suivie a consisté à identifier les métaux dont la concentration attendue après dilution à 20 mètres du diffuseur était supérieure aux valeurs-guide les plus faibles trouvées dans les réglementations environnementales internationales. Puis, afin de respecter le principe de précaution, des conditions encore plus protectrices pour l'environnement ont été considérées. Notamment, il a été proposé un facteur de dilution minimal de 575 à 20 m du diffuseur (champ proche) ; celui-ci correspond au cas de figure le plus pénalisant, la dilution moyenne attendue dans le champ proche étant de 1000 (*cf. « II.4 - Modélisation du diffuseur »*). Par ailleurs,

les métaux présents dans l'effluent ont été considérés comme étant présents entièrement sous des formes libres, formes réputées les plus toxiques ; cette dernière hypothèse étant fortement majorante, la plupart des métaux présents dans le milieu marin se rencontrant généralement sous la forme de complexes relativement moins biodisponibles et toxiques que les formes libres (*cf. « Réactivité des effluents avec l'eau du lagon »*).

(1) Etape préliminaire

Dans un premier temps, la « valeur probable » de chacun des 13 métaux entrant dans la composition de l'effluent a été divisée par le facteur de dilution minimal à 20 m, soit 575. La concentration ainsi obtenue après dilution a ensuite été comparée aux valeurs-seuils existantes, conçues pour protéger le milieu récepteur[15]. Un rapport « *concentration prévue/valeur-seuil* » (appelé indice ou quotient de danger) inférieur à l'unité signifie que le rejet de l'élément considéré ne devrait pas provoquer d'effets délétères dans le milieu récepteur. A contrario, si le rapport est supérieur à 1, il existe un risque toxique pour l'environnement.
Les valeurs-seuils retenues sont celles indiquées dans les « *lignes directrices pour la qualité des eaux (substances toxiques) en Australie et en Nouvelle Zélande* » (ANZECC/ARMCANZ, 2000). Cette réglementation a été considérée comme la plus récente et la plus protectrice pour l'environnement à ce jour. Les lignes directrices spécifiques aux eaux marines équatoriales ont été choisies, et le niveau de protection le plus élevé (protection de 99 % des espèces indigènes dans des milieux côtiers non perturbés) a été retenu pour l'analyse (Tableau 14).

Parmi les 13 éléments, 6 présentent des rapports nettement inférieurs à l'unité : Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, ce qui suggère que ceux-ci peuvent être considérés comme étant inoffensifs aux concentrations prévues dans le rejet dilué à 20 m.

Aucun indice de danger n'a pu être calculé pour 4 métaux (Al, As, Fe, Sn), aucune valeur seuil n'ayant été proposée à ce jour par les autorités australiennes et néozélandaises par manque de données écotoxicologiques. Cependant, la contre-expertise a conclu que dans le cas présent, ces éléments ne devraient pas représenter de danger.

En effet, As et Sn seront présents à des concentrations très faibles dans l'effluent (< 0,001 mg/L) ; leur dilution dans le Canal de la Havannah devrait très rapidement amener leurs concentrations aux valeurs naturelles puisque celles-ci sont déjà de l'ordre du microgramme par litre. L'aluminium (Al) sera rejeté en concentration plus élevée dans l'effluent (0,2 mg/L), mais sa toxicité inhérente est considérée comme faible, surtout au pH du milieu récepteur (pH = 8,2), où la forme $Al(OH)_4^-$ prédomine. Le fer (Fe) qui sera rejeté à une concentration supérieure (0,6 mg/L), ne devrait poser aucun problème.

L'indice du chrome (0,64) est encore acceptable, mais l'analyse doit alors être poursuivie en considérant notamment la fiabilité des valeurs seuils considérées.

En revanche, 2 éléments présentent des indices de danger supérieurs à l'unité : le cobalt (2,6) et le manganèse (18), avec une concentration dans l'effluent revue à 30 mg/L pour ce dernier.

[15] Ces valeurs seuils ont précédemment été établies à partir d'une série de tests d'écotoxicité.

Tableau 14 : Evaluation des risques d'écotoxicité des métaux contenus dans l'effluent pour le milieu marin, basée sur la prise en compte des concentrations « probables » dans l'effluent fournies par l'industriel et des critères australiens et néo-zélandais de qualité des eaux marines.

Métal	(1) Conc effluent (mg/L)	(2) Conc après dilution par 575 (µg/L)	(3) Critères A-NZ (99%) (µg/L)	Indice de danger (2)/(3)
Al	0,2	0,35	-[a]	-
As	0,001	0,0017	-[a]	-
Cd	0,0003	0,00052	0,7	0,0007
Co	0,05	0,09	0,005	**18**
Cr (tot)	0,05	0,09	0,14[b]	0,64
Cu	0,001	0,0017	0,3	0,006
Fe	0,6	1,0	-[a]	-
Hg	<0,0001	<0,0002	0,1	<0,002
Mn	30	52	20[c]	**2,6**
Ni	0,1	0,17	7	0,024
Pb	<0,001	<0,002	2,2	<0,0009
Sn	<0,001	<0,002	-[a]	-
Zn	0,05	0,09	7	0,013

[a] : aucune valeur donnée par ANZECC/ARMCANZ (2000) ; [b] : Critère pour Cr (VI) ; [c] : aucune valeur donnée par ANZECC/ARMCANZ (2000) mais proposée par les contre-experts dans le cadre de leur étude.

(2) *Examen approfondi du cobalt, du manganèse et du chrome*

COBALT

Le cobalt est un élément essentiel, agissant notamment comme co-facteur d'enzymes (ex. : vitamine B12) ; peu de données écotoxicologiques sont cependant disponibles pour ce métal. La valeur-seuil donnée par les autorités australiennes et néozélandaises apparaît extrêmement faible, soit 0,005 µg/L ; l'étude de la banque de données ayant servi au calcul de cette valeur-seuil ANZEEC indique que le nombre d'espèces considérées est faible (8 espèces aquatiques, dont 2 poissons, 3 crustacés, 1 vers nématode et 2 algues planctoniques) et que la variabilité des résultats est excessivement importante puisque la gamme de concentration s'étant de 9 à 45 400 µg/L.

Il a donc considéré que la valeur-seuil proposée était douteuse, et il a été recommandé la réalisation de nouveaux tests d'écotoxicité de ce métal avec des espèces représentatives, afin de déterminer les concentrations sans effet observable (NOEC). Dans le Canal de la Havannah la concentration naturelle mesurée est de 24,7 ±10,8 ng/L (cf. : Volume 1/3).

MANGANESE

Le manganèse est aussi un élément essentiel à la vie et est considéré comme relativement peu toxique, avec des effets apparaissant le plus souvent uniquement à partir de 1 mg/L en milieu aquatique ((Wepener *et al*., 1992 ; Nordahl & Bjerregaard, 1995 ; Baden *et al*., 1995, 1999). Aucune valeur-seuil n'étant donnée par les lignes directrices australiennes, les contre-experts ont pris en compte la valeur-seuil proposée par l'OMS (2004), soit 300 µgL dans l'eau d'un lagon de type équatorial pour protéger 95 % des espèces. Cette valeur a été établie à partir de tests d'écotoxicité conduits sur neuf espèces (3 microalgues et 6 invertébrés).

La prise en compte des résultats obtenus par le CSIRO à la demande de Goro Nickel (Stauber *et al*., 2002, 2003) ainsi que des résultats de génotoxicité présentés précédemment révèle que cette valeur doit être rabaissée à moins de 100 µg/L pour être davantage protectrice, la valeur cible a donc été

fixée à 20 µg/L (Tableau 14). Cependant au nom du principe de précaution, il a été recommandé que les concentrations en manganèse ne dépassent pas 10 mg/L dans l'effluent, soit 10 µg/L dans le lagon après une dilution par un facteur 1 000 à 20 m du diffuseur.

CHROME

Le chrome peut exister sous deux formes chimiques : le chrome trivalent (Cr III) et le chrome hexavalent (Cr VI). Le Cr(III) est très peu soluble dans l'eau et s'adsorbe fortement sur les sédiments en suspension, ce qui diminue la concentration de l'ion libre. Aucune valeur-seuil n'est proposée pour cette forme, et celle-ci est considérée comme très peu toxique (Bisson *et al*., 2005).

Le chrome-VI est en revanche plus mobile et toxique ; la valeur-seuil fixée par l'Australie et la Nouvelle Zélande est de 0,140 µg/L. Le calcul de l'indice de danger a été réalisé en considérant que 100 % du chrome présent dans l'effluent serait présent sous la forme hexavalente, alors qu'il est supposé être de 40 % par l'industriel. L'application de ce facteur dans le calcul de l'indice de danger permet d'obtenir une valeur de 0,26 suffisamment inférieure à l'unité : le chrome ne présenterait donc pas de danger pour l'environnement marin à la concentration et sous les formes chimiques rejetées. Les experts ont recommandé cependant qu'un suivi particulier de ce métal soit réalisé.

Ce qu'il faut retenir

Il est nécessaire de prendre en compte les conditions les plus protectrices pour l'environnement : facteur de dilution minimal de 575 à 20 m du diffuseur et hypothèse de disponibilité maximale pour tous les métaux. Dans cette configuration, la comparaison entre les concentrations attendues dans l'effluent et les valeurs-seuils réglementaires les plus sévères (ANZECC/ARMCANZ, 2000) montre qu'aucun risque de toxicité pour le milieu marin n'a été identifié pour 11 métaux et métalloïdes examinés (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, Sn et Zn). Cependant, un suivi particulier du chrome (formes hexavalentes) a été recommandé.

En revanche, le **cobalt** et surtout le **manganèse** pourraient présenter un risque toxique selon cette approche. Pour le cobalt, la valeur-seuil australienne utilisée pour cette analyse a toutefois été remise en cause et il a été recommandé la réalisation de nouveaux tests d'écotoxicité de ce métal avec des espèces représentatives. Pour le manganèse, la réduction de la **concentration en manganèse à 10 mg/L** dans l'effluent est recommandée.

II.5.2.c. Risque pour la santé humaine.

La bibliographie relative aux intoxications de l'Homme par le manganèse montre que les seules intoxications avérées ont été rapportées suite à l'inhalation de poussières riches en Mn par des travailleurs (exposition professionnelle) ; le manganèse s'accumule alors dans le cerveau et y induit une maladie, le manganisme, présentant des symptômes similaires à la maladie de Parkinson. En revanche, aucun risque avéré associé à l'ingestion d'aliments solides, incluant les produits de la mer, n'a été trouvé par les experts dans la littérature internationale spécialisée.

Le taux d'absorption du manganèse au niveau du système digestif (intestin) est seulement de 5 % chez l'adulte, et la régulation des concentrations corporelles en Mn se fait principalement par l'excrétion. L'absorption d'aliments contaminés présente donc peu de risques d'entraîner une intoxication présentant des symptômes pathologiques.

Ce qu'il faut retenir

L'ingestion de produits de la mer contaminés par du manganèse ne devrait pas présenter de risque pour la santé humaine en raison du faible taux d'absorption intestinal et de l'efficacité de l'élimination par excrétion. Chez l'Homme, aucun cas d'intoxication alimentaire par le manganèse n'a été rapporté jusqu'à présent selon les recherches des experts du comité mandaté par la province Sud, au moment de leur analyse.

II.5.3. Etudes conduites par l'IRD

II.5.3.a. Méthodes d'évaluation de la toxicité (sub)chronique des métaux

(1) Introduction

Dans les pays membres de l'Union Européenne, l'évaluation du risque toxique d'un rejet pour l'environnement doit être réalisée selon la réglementation présentée dans le « *Technical Guidance Document on Risk Assessment (TGD)* », Partie II, Chapitre « Environmental Risk Assessment – Marine » (ECB, 2003). Celle-ci recommande d'évaluer en priorité la toxicité chronique[16] (ou à défaut, la toxicité aigüe[17]) d'un rejet en mettant en œuvre des protocoles de tests standardisés au niveau international (OCDE, ISO, ASTM, US EPA) à l'échelle de l'individu ou d'une population, utilisant des organismes appartenant aux grands groupes biologiques suivants : des **végétaux** (algues notamment), des **invertébrés** (crustacés et éventuellement mollusques et/ou échinodermes) et des **vertébrés** (poissons).

Cependant, ces protocoles normalisés sont peu nombreux pour le milieu marin et sont en outre établis avec quelques espèces rencontrées uniquement dans les régions tempérées. L'application directe de ces protocoles dans le cadre d'une évaluation du risque environnemental en milieu marin tropical présente donc un faible réalisme écologique. Des espèces-cibles alternatives parmi les plus communément rencontrées à l'état naturel dans le lagon ont dû être identifiées, puis les protocoles de tests adaptés (Breau *et al*., 2009a) tout en conservant les contraintes imposées par la méthode standardisée.

[16] La **toxicité** est dite « **chronique** » quand elle s'observe après une contamination de faible intensité mais de durée significative par rapport à la durée de vie de l'organisme-test (voire sur la vie entière ou même sur plusieurs générations) ou quand la contamination intervient à un ou des moments particulièrement sensibles de la vie de l'organisme-modèle (notamment les premiers stades de vie, la métamorphose ou la mue ; on parle alors de **toxicité** « **subchronique** »).

[17] La **toxicité** est dite « **aigüe** » quand elle s'observe après une contamination importante sur une courte durée (par rapport à la vie de l'animal).

(2) *Sélection des espèces-cibles*

STRATEGIE DE SELECTION DES ESPECES

La stratégie de recherche qui a été adoptée est principalement basée sur la norme internationale E1850-97 (ASTM, 1997) relative aux critères de sélection d'espèces autochtones pour la réalisation de tests de toxicité (tous milieux confondus).

Deux grands groupes biologiques ont été inventoriés dans le cadre de ce programme : les **algues marines** et les **invertébrés benthiques**. Bien que des tests de toxicité normalisés existent également pour les poissons en milieux tempérés, ce groupe n'a en revanche pas fait l'objet d'une sélection d'espèces-cibles en raison de la durée limitée du programme de recherche.

Afin d'acquérir une vision globale de la biodiversité macroscopique, une **synthèse bibliographique** de l'ensemble des **inventaires faunistiques et floristiques** effectués dans la région sud et sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie a tout d'abord été réalisée à partir de deux sources de données :

- L'ensemble des inventaires réalisés pour l'industriel dans le cadre des études de caractérisation du milieu initial dans la zone du projet. La macrofaune benthique épigée[18] et le macrophytobenthos épigé[19] y ont été inventoriés sur un total de 56 stations localisées dans toute la zone d'influence potentielle du projet, (Chauvet et al., 2000 ; Laboute, 2004, 2005a,b ; Laboute et al., 2004 ; Vaillet et al., 2005 ; Virly & Laboute, 2005). La macrofaune et une partie de la meïfaune benthiques endogées[20] (population > 0,5 mm) ont également été inventoriées par le bureau d'études canadien Rescan (2000).
- Les inventaires réalisés par le Centre IRD-Nouméa sur plus d'une centaine de stations réparties dans les lagons sud et sud-ouest (Chardy et al., 1987 ; Chardy et al., 1988 ; Chardy & Clavier, 1988 ; Richer de Forges et al., 1987 ; Lefort, 1991 ; Richer de Forges, 1991 ; Breau, 2003 ; Jacquet, 2005 ; Base de données LagPlon IRD, 2006).

FAUNE ET FLORE DE GRANDE TAILLE VIVANT A LA SURFACE DU SUBSTRAT

Des tableaux de synthèse regroupant la totalité des espèces identifiées (Mollusques, Echinodermes, Ascidies, Annélides Polychètes, Crustacés, Scléractiniaires, coraux mous, poissons osseux et cartilagineux, macroalgues et phanérogames (plantes supérieures)) et les stations où elles ont été observées ont été élaborés. Sur la base de ces tableaux, les pourcentages d'occurrence ont été calculés pour l'ensemble des taxons identifiés au niveau de l'espèce ou du genre.

Chez les macrophytes, les espèces les plus communément rencontrées sont *Halimeda macroloba* et *Chlorodesmis fastigiata* (Chlorophyta), soit 22 % et 18 % respectivement, ainsi que *Lobophora variegata* (Phaeophyceae), soit 20 % (Figure 36).

Quelques exemples de résultats (invertébrés de grande taille) obtenus à partir des inventaires réalisés par les prestataires mandatés par Goro Nickel, sont représentés à la Figure 37.

[18] Animaux de taille supérieure à 2 mm vivant à la surface des fonds marins.
[19] Végétaux de grande taille (macroalgues et phanérogames) vivant fixés sur le substrat.
[20] Organismes de petite taille vivant enfouis dans les sédiments.

Halimeda macroloba *Chlorodesmis fastigiata* *Lobophora variegata*

Figure 36 : Principales espèces de macrophytes observées sur les stations inventoriées

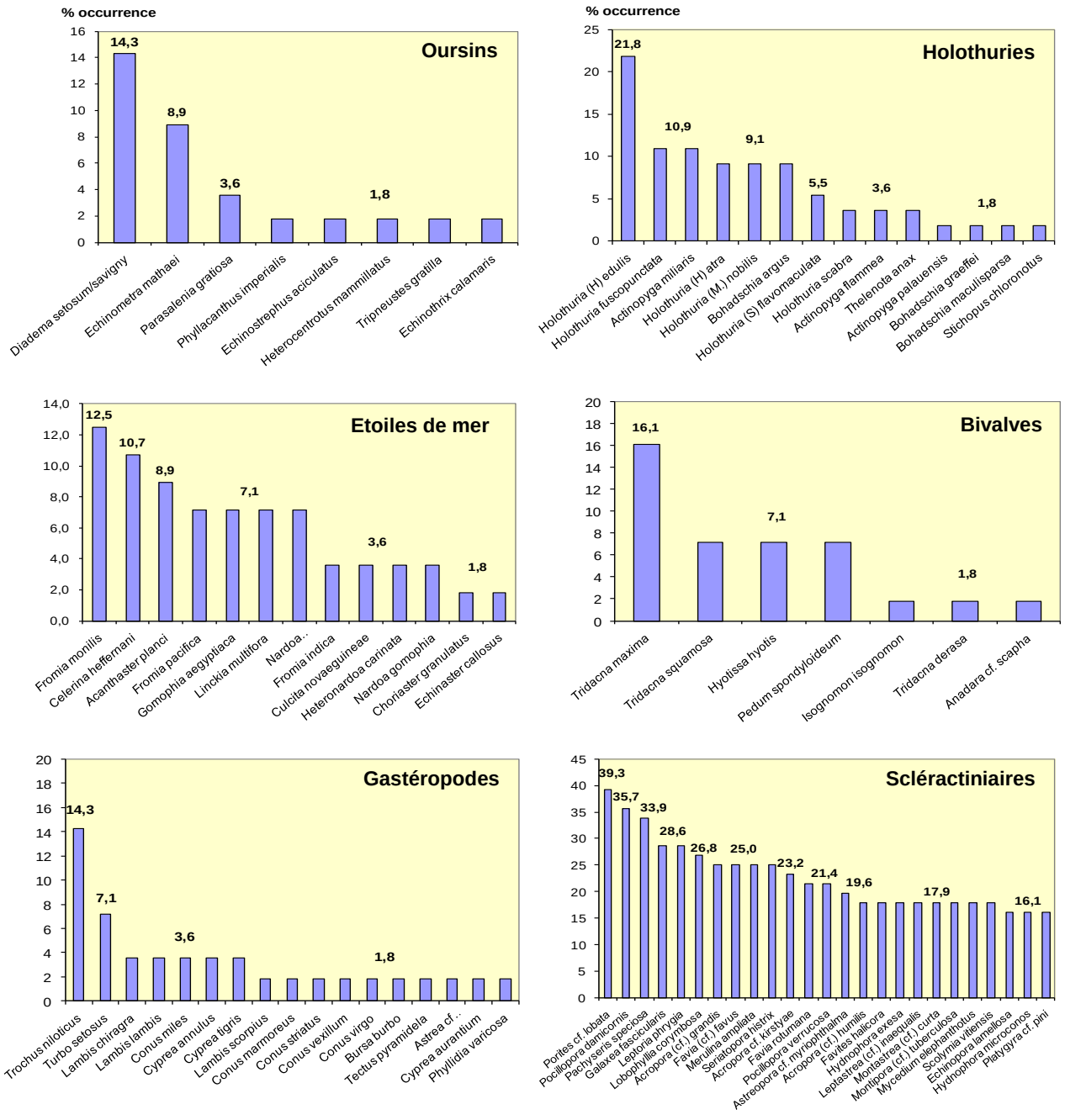


Figure 37. Fréquence d'observation (en plongée sous-marine) des invertébrés de grande taille vivant à la surface du substrat.

FAUNE VIVANT ENFOUIE DANS LES SEDIMENTS :

Les inventaires réalisés par Rescan (2000) indiquent que l'abondance totale varie nettement selon les stations entre moins de 400 indiv/m^2 à l'est de la Baie du Prony et 7 900 indiv/m^2 dans le Canal de la Havannah. On dénombre :

- des Annélides (principalement représentés par la classe des **Polychètes**) qui constituent le phylum le plus important en termes d'occurrence et d'abondance avec des valeurs relatives variant de 38 à 85 % ;
- des Arthropodes (principalement des **Crustacés** Amphipodes et Décapodes), qui représentent de 3 à 57 % de l'abondance totale selon les stations ;
- des **Mollusques** (notamment *Myadora* sp., *Macoma* sp. et *Tellina* sp.) et les **Nématodes** (espèces indéterminées) sont présents sur 75 % des stations et peuvent représenter jusqu'à 20 % et 9 % de l'abondance totale, respectivement ;
- des **Echinodermes** qui ne sont significativement présents qu'à deux stations (Baie du Prony et Baie Kwé), où ils représentent 16 % et 9 % de l'abondance totale, respectivement ;
- des Sipunculiens, des Némertes, des Phoronides, des Cnidaires, des Céphalochordés, des Urochordés, des Hémichordés, des Plathelminthes, des Eponges et des Bryozoaires, tous moins représentés en termes d'abondance, avec des valeurs de quelques pourcents au maximum.

Seules 56 espèces ont pu être identifiées, de surcroît avec une incertitude sur la plupart d'entre elles. Les pourcentages de dominance maximale des genres identifiés sont tous inférieurs à 50 %, indiquant qu'aucun genre ne prédomine nettement au sein de la macrofaune benthique. Les groupes présentant des espèces identifiées sont : les Annélides Polychètes sédentaires (25 espèces), les Annélides Polychètes errantes (15 espèces), les Crustacés Amphipodes (6 espèces), les Bivalves (4 espèces), les Siponcles (2 espèces), puis les Crustacés Isopodes et Cumacés, les Echinodermes Echinides (oursins), et les Céphalochordés (1 espèce identifiée dans chaque groupe). Les occurrences de ces espèces sont comprises entre 8,3 et 58,3 % sur l'ensemble des 12 stations étudiées.

Aucune donnée relative au phylum des Protozoaires, et notamment à l'ordre des Foraminifères n'est mentionnée dans l'étude de Rescan (2000), ni relative au microphytobenthos.

MICROPHYTOPLANCTON[21]

Deux études sur le microphytoplancton ont été réalisées dans les lagons sud et sud-ouest (Jacquet, 2005 ; Rescan, 2000). Dans la première étude, 144 taxons appartenant à huit groupes ont pu être identifiés sur un ensemble de 7 sites (Baies de Sainte-Marie, Grande Rade, baies de la Dumbéa et de Boulari). Ces travaux montrent que 3 groupes prédominent très largement et constituent ensemble 95,5 % de l'abondance microalgale totale : les **Diatomées**, les **Dinoflagellés** et les **Coccolithophoridés**. Au sein de ces 3 groupes, plus d'une trentaine d'espèces se rencontrent dans la plupart des milieux inventoriés, dont la zone sud du lagon et la zone proche de l'océan. De façon générale, les Diatomées sont très nettement majoritaires dans les zones côtières, alors que les Dinoflagellés et les Coccolithophoridés dominent légèrement dans le lagon médian et en zone océanique.

[21] Plancton végétal compris entre 20 et 200 µm

Les études réalisées dans la zone du projet montrent que la composition taxonomique en termes d'abondance est constituée à 90 % de 13 à 24 genres, avec une nette prédominance de Diatomées pennées et centrales à chacune des stations (soit entre 52 et 87 % de l'abondance totale). Parmi les genres identifiables, la diatomée centrale *Chaetoceros* sp. représente le genre dominant ; les diatomées pennées *Nitzschia* sp., *Thalassionema* sp. et *Navicula* sp. sont également présentes en grandes quantités.

SELECTION DES ESPECES-CIBLES POTENTIELLES (OU MODELES)

Les espèces benthiques appartiennent à différents groupes taxonomiques. Elles vivent dans divers biotopes (colonne d'eau, surface des sédiments ou masse sédimentaire) et présentent des modes alimentaires variés (brouteurs, filtreurs, végétaux), des durées de vie différentes. Pour certaines des protocoles en matière de tests de toxicité ont déjà été proposés au niveau international (Mollusques, Echinodermes, Protozoaires, microalgues planctoniques). Pour chaque groupe taxonomique, ces espèces sont énumérées ci-dessous.

- **Bivalves** : les bénitiers *Tridacna maxima* et éventuellement *T. squamosa*, ainsi que les pétoncles *Mimachlamys gloriosa* et *Bractechlamys vexillum* ;

Tridacna maxima

Mimachlamys gloriosa

Bractechlamys vexillum

- **Gastéropodes** : le troca *Trochus niloticus* et le turbo *Turbo setosus ;*

Trochus niloticus

Turbo setosus

- **Echinides** : l'oursin diadème *Diadema setosum*, l'oursin de rochers *Echinometra mathaei,* et dans une moindre mesure *Parasalenia gratiosa ;*

Diadema setosum

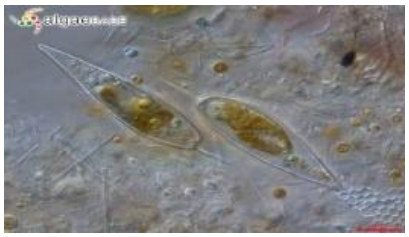
Echinometra mathaei

- **Foraminifères** : *Marginopora vertebralis*, *Amphistegina radiata* ou *A. lessonii*, *Ammonia tepida*, *Operculina ammonoides ;*

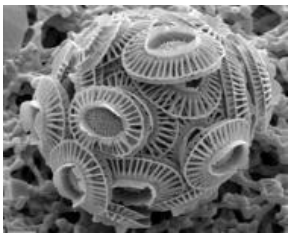
Marginopora vertebralis

- **Microalgues planctoniques** :
  - ***Diatomées*** : les genres *Chaetoceros* et *Nitzschia*, notamment *Nitzschia closterium* ; les genres *Pseudonitzschia* et *Navicula, Diploneis bombus, Thalassionema frauenfeldii* et *T. nitzschioides, le* genre *Bacteriastrum ;*
  - ***Dinoflagellés*** : le genre *Prorocentrum*, notamment *P. gracile* et *P. affinité mexicanum* ; les genres *Gonyaulax*, *Gyrodinium* et *Oxytoxum* ;
  - ***Coccolithophoridés*** : *Emiliana huxleyi*, *Gephyrocapsa oceanica, Anoplosolenia brasiliensis* et *Ophiaster hydroideus*

Nitzschia closterium



Prorocentrum gracile



Emiliana huxleyi

Cette trentaine d'espèces ou de genres présents dans les milieux récifo-lagonaires du lagon sud-ouest et de la région sud de la Nouvelle-Calédonie sont donc les espèces-cibles dont l'étude a semblé prioritaire sur le plan écotoxicologique. Toutefois, dans un premier temps, leur résistance aux manipulations en laboratoire et la possibilité de les utiliser avec succès dans le cadre de tests de toxicité a dû faire l'objet d'une évaluation. L'étude comparative de leur sensibilité respective à une variété de contaminants chimiques, notamment les métaux, a ensuite permis de définir pour chaque contaminant l'espèce la plus sensible dans chacun de ces groupes.

Ce qu'il faut retenir

Dans le cadre du présent programme de recherche, la mise au point de deux types de tests de toxicité applicables à deux grands groupes biologiques a été initiée avec quelques-unes des espèces-cibles identifiées :

- les tests de toxicité chronique multigénérationnels chez des microalgues marines ;
- les tests de toxicité (sub)chronique à exposition courte chez les premiers stades de vie de divers Invertébrés benthiques de grandes tailles.

II.5.3.b. Mise au point de tests de toxicité des métaux

(1) Tests de toxicité chronique multigénérationnelle

Selon la réglementation européenne, le phytoplancton, producteur primaire, figure parmi les différents groupes taxonomiques devant impérativement être pris en compte pour l'étude de la toxicité d'un effluent. Ces organismes autotrophes[22] sont situés à la base du réseau trophique. Le taux de croissance par division cellulaire (scissiparité[23]) d'une population microalgale représente donc une réponse biologique mesurable et quantifiable permettant d'évaluer la toxicité de contaminants spécifiques.

Par ailleurs, les critères de sélection des espèces-cibles et les protocoles de tests de toxicité utilisant des microalgues sont standardisés et font l'objet de normes internationales (OCDE, 1984 ; ASTM, 2004c ; ISO, 2006a).

Les tests de diminution, voire d'inhibition de la croissance d'une population microalgale constituent des **tests de toxicité chronique multi-générationnelle**. La durée d'un test (généralement 72 h) est en effet largement supérieure à la durée de vie d'une cellule-mère et permet ainsi l'obtention de plusieurs générations successives de cellules filles à partir des cellules mères inoculées, sur lesquelles la toxicité chronique d'un contaminant ou d'un mélange de contaminants peut être évaluée.

Les deux principaux objectifs ont été :

- d'isoler et de purifier différentes souches phytoplanctoniques à partir d'échantillons d'eau de mer prélevés dans le lagon sud de la Nouvelle-Calédonie ;
- d'initier la mise au point d'un test de toxicité chronique en volumes réduits utilisant ces espèces locales. (Cette nouvelle méthodologie mise au point est à l'étape de validation dans le cadre d'études comparatives avec les protocoles normalisés existants).

OBTENTION DE SOUCHES MICROALGALES

A partir de prélèvements d'eau de mer mis en culture sous des conditions d'éclairage, d'aération et d'apports nutritifs contrôlées (Figure 38), différentes méthodes d'isolement ont été mises en œuvre pour séparer les souches présentes. Ces souches isolées ont fait l'objet de différents traitements par antibiotiques pour éliminer les bactéries présentes et obtenir des cultures microalgales pures.

Au total, 6 souches microalgales (appartenant à 4 classes taxonomiques, Figure 39) ont pu être mises en culture pour les expérimentations :

- Une ou deux espèces de Diatomée appartenant au genre ***Nitzschia*** **ou** ***Pseudonitzschia*** (Bacillariophycées) ;
- Deux autres espèces de Diatomée, du genre ***Chaetoceros*** (Bacillariophycées) ;
- Une espèce appartenant au genre ***Tetraselmis*** (Prasinophycées) ***;***
- Une espèce appartenant au genre ***Isochrysis*** (Prymnésiophycées/Haptophycées).

[22] Utilisant des éléments minéraux et la photosynthèse pour fabriquer sa propre matière organique.
[23] Une cellule-mère se divisant en deux pour former deux cellules-filles.

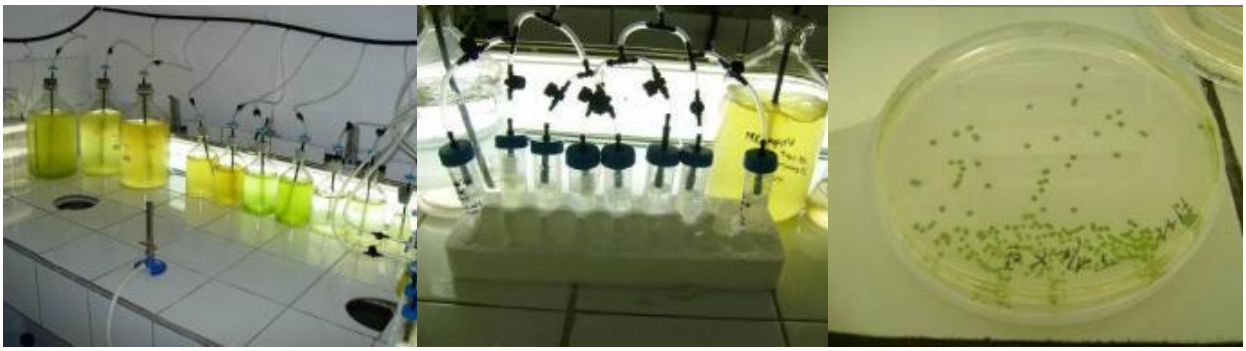
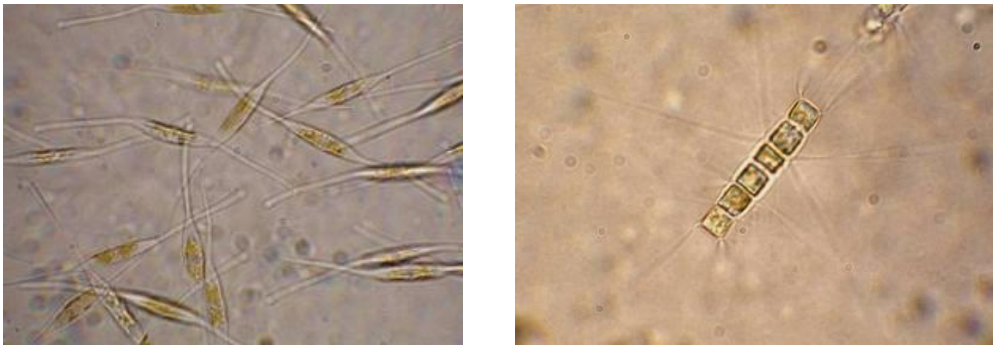
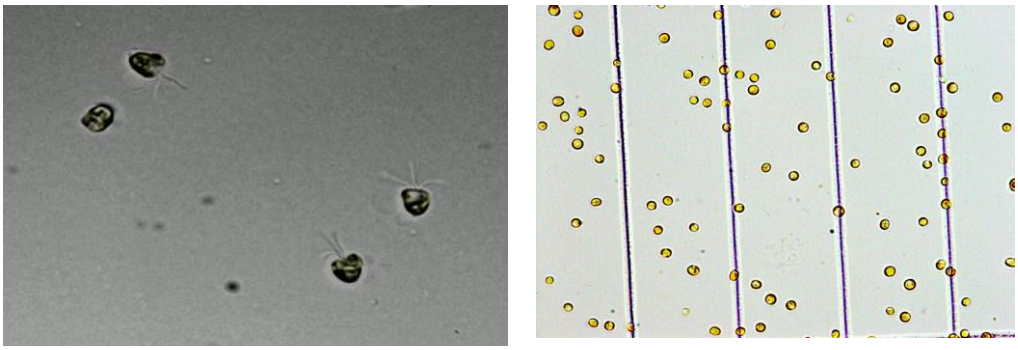


Figure 38 : Mise en culture et isolement de souches microalgales.



(Pseudo) Nitzschia sp. *Chaetoceros sp.*



Tetraselmis sp. *Isochrysis sp.*

Figure 39. Espèces microalgales isolées à partir des échantillons d'eau prélevés en Baie Kwé (*Nitzschia sp.* et *Chaetoceros sp*) et Mont Dore (*Tetraselmis sp. et Isochrysis sp.*).

(2) *Tests de toxicité subchronique*

Les tests sur les premiers stades de vie embryo-larvaires constituent une approche expérimentale pertinente permettant d'estimer la disponibilité biologique et la toxicité de différents contaminants. Cette approche exploite la sensibilité accrue des gamètes, des embryons et des larves à de nombreuses substances chimiques par rapport aux adultes de la même espèce, et permet ainsi d'obtenir des réponses biologiques rapides (de quelques minutes à quelques jours selon le stade de développement recherché). Toutes les réponses s'interprètent systématiquement par comparaison avec des élevages-témoins.

Les réponses biologiques cibles observées sont, par ordre de sensibilité décroissante :

1. la diminution ou l'arrêt de la croissance des larves (**tests de croissance larvaire) ;**
2. les taux de mortalité, de retards de croissance et de malformations larvaires (**tests de toxicité embryo-larvaire) ;**
3. l'inhibition de la métamorphose des larves (**tests de métamorphose)** ;
4. l'inhibition du pouvoir fécondant du sperme (**test de spermiotoxicité).**

Dans le cadre de cette étude, les **tests de toxicité embryo-larvaire** ont été retenus (Figure 40), ce type de test pouvant être considéré comme un **test de toxicité (sub)chronique à exposition courte** et non comme un simple test de toxicité aigüe.

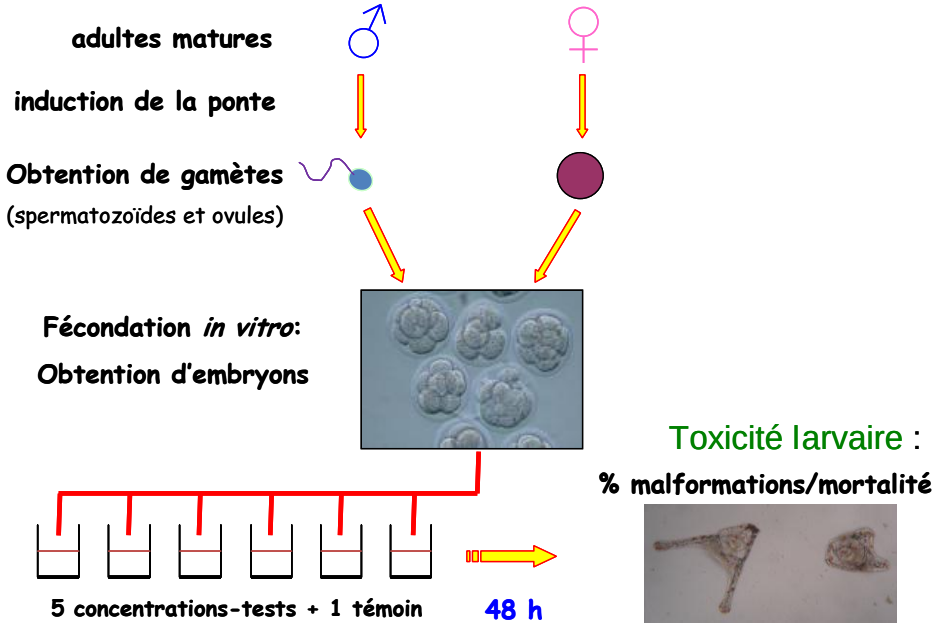


Figure 40. Schéma du principe d'un test de toxicité embryo-larvaire.

Les tests de toxicité mis en œuvre ont été développés sur la base des normes internationales en vigueur : (ASTM E724–98 Reapproved 2004 (ASTM, 2004a) pour les bivalves et E1563–98 Reapproved 2004 (ASTM, 2004b) pour les oursins). Quatre groupes taxonomiques cibles ont fait l'objet de développements méthodologiques : des **bivalves** (bénitier *Tridacna maxima* et pétoncles *Mimachlamys gloriosa* et *Bractechlamys vexillum),* un **gastéropode** (troca *Trochus niloticus),* un **oursin** (oursin *Diadema setosum)* et des **coraux** (Scléractiniaires non identifiés).

Ce qu'il faut retenir

En se basant sur les recommandations de la règlementation européenne (TGD ; ECB, 2003), deux types de tests d'écotoxicité (sub)chronique des métaux ont été développés par l'IRD-Nouméa à partir des méthodes standardisées : des tests de toxicité chronique multigénérationelle chez des microalgues marines et des tests de toxicité subchronique chez les premiers stades de vie d'invertébrés marins.

Une première sélection d'une trentaine d'espèces-cibles a été sélectionnée sur la base des inventaires faunistiques et floristiques réalisés dans la région sud et sud-ouest de la Nouvelle Calédonie. Les espèces cibles utilisées ont été retenues sur la base de critères de faisabilité technique et expérimentale compte tenu du temps imparti.

A l'issue de cette étape de mise au point méthodologique, le test de toxicité embryo-larvaire a été validé pour être utilisé dans l'analyse du risque toxique de l'effluent pour le milieu marin.

II.5.3.c. Evaluation de la toxicité de l'effluent et des risques pour l'environnement marin

La réglementation européenne recommande d'évaluer et de comparer :

- la nature et le degré de l'exposition du milieu naturel à une ou plusieurs substances polluantes rejetées, *i.e.* la concentration prévisible du polluant dans l'environnement ou **PEC « Predicted Environmental Concentration »** ;
- la concentration sans effet prévisible de ce polluant, ou **PNEC « Predicted No Effect Concentration »**, *i.e.* la concentration en-dessous de laquelle un effet néfaste inacceptable pour l'environnement a peu de chance de se produire.

Si le rapport PEC/PNEC < 1, le risque toxique pour l'environnement est considéré comme acceptable et aucune étude supplémentaire ou mesure de réduction du risque n'est demandée. Dans le cas contraire, une réduction du risque ou bien la conduite d'études supplémentaires permettant d'affiner les résultats doit être menée.

Le concept de PNEC repose sur le principe que la sensibilité d'un écosystème entier vis-à-vis d'un polluant dépend de celle de l'espèce la plus sensible rencontrée dans cet écosystème. Son évaluation nécessite donc la réalisation d'un ensemble de tests destinés à déterminer des « concentrations-seuils » en termes de toxicité chez la plus grande variété possible d'espèces. Ces « concentrations-seuils » expriment la concentration en contaminant qui entraîne un effet toxique sublétal[24] chez '***x***' pourcents de la population testée (**CE_x** = Concentration Effective), ou bien, la plus grande concentration ou dilution effectivement testée pour laquelle aucun effet toxique significatif n'est observé (**NOEC =** No Observed Effect Concentration). La PNEC est alors calculée en divisant la valeur de CE_{50} (pour les tests de toxicité aigüe) ou la NOEC la plus basse (pour les tests de toxicité chronique) par un **facteur d'extrapolation** (valeurs variant de 10 à 10 000) supposée refléter le degré d'incertitude de l'extrapolation au milieu naturel (nombre limité d'espèces). La valeur de ce facteur d'extrapolation est donc d'autant plus faible (moins pénalisante) que le nombre d'espèces, de groupes taxonomiques et de niveaux trophiques pris en compte lors de tests de toxicité, en particulier de tests de toxicité chronique, est élevé.

Afin d'obtenir des résultats expérimentaux les plus réalistes et de réduire autant que possible la valeur du facteur d'extrapolation, le TGD préconise donc de réaliser des tests selon des protocoles standardisés (OCDE, US EPA, ASTM, ISO) sur un ensemble d'espèces présentes sur la zone de rejet et appartenant aux groupes biologiques suivants : **végétaux** (algues notamment), **invertébrés** (crustacés et éventuellement mollusques et/ou échinodermes) et **vertébrés** (poissons).

[24] Effet toxique (déformation, dysfonctionnement) n'entraînant pas la mort de l'organisme testé.

Dans le cadre de l'évaluation de la toxicité et des risques associés à l'effluent de Vale NC, 6 espèces de microalgues et d'invertébrés marins ont été testées à l'aide des deux types de tests de toxicité (sub)chronique (**tests d'inhibition de croissance microalgale** et tests **de toxicité chez les embryons et larves** d'Invertébrés marins).

(1) *Tests de toxicité chez les microalgues marines*

La méthodologie des tests d'inhibition de la croissance microalgale en volumes réduits a été confiée à un organisme de recherche australien ayant standardisé un protocole au niveau international pour une espèce tropicale, *Nitzschia closterium* (Stauber *et al.,* 1994), le *Center for Environmental Contaminant Research* (CECR, CSIRO Land and Water).

MATERIEL & METHODES

Deux espèces-cibles ont été sélectionnées pour la réalisation de ces tests : les microalgues tropicales *Nitzschia closterium* (souche CS-114) et *Isochrysis* sp. (souche CS-177). Ces deux espèces sont cultivées en routine au CECR.

Le test de toxicité chronique multigénérationnelle appliqué à ces espèces mesure la décroissance ou l'inhibition du taux de divisions cellulaires de la population de microalgues après 72 h d'exposition à la solution contaminante en milieu contrôlé (température, éclairement, apport nutritif). Ce test est basé sur le protocole Test Guideline 201 de l'OCDE (1984) standardisé pour les espèces tempérées et celui décrit par Stauber (1994).

En l'absence de rejet réel, l'évaluation prédictive du risque toxique a été conduite en déterminant les seuils de toxicité caractéristiques de solutions de synthèse simplifiées. Ces solution contiennent les principaux métaux (Co, Cr VI, Fe, Mn, Ni et Zn) entrant dans la composition du futur effluent, susceptibles de présenter un risque toxique (Tableau 15). Les solutions ont été préparées à partir d'eau de mer de référence, échantillonnée au large, puis filtrée à 0,45 µm et ensuite dopée avec les éléments métalliques. Les taux de dilution testés ont été les suivants : 1, 10, 100, 1 000 et 10 000 pour des solutions mono- puis multi-élémentaires.

En effet, sur la base des premiers résultats, des concentrations correspondant à 6.3, 13, 25, 50, 70, 85 et 100 % de la solution plurimétallique ont été utilisées lors d'un second test de toxicité afin de pouvoir déterminer de façon plus précise les valeurs de **NOEC** et les **Concentrations Inhibitrices**, ou **IC_x**, en particulier la **IC_{10}** (inhibition de la croissance chez 10 % de la population testée).

Tableau 15. Composition en métaux de la solution pluri-métallique testée.

MÉTAL	CONCENTRATION FINALE
Cobalt (Co)	0,05 mg Co/L
Chrome (Cr)	0,02 mg Cr/L
Fer (Fe)	0,6 mg Fe/L
Manganèse (Mn)	1,0 mg Mn/L
Nickel (Ni)	0,1 mg Ni/L
Zinc (Zn)	0,05 mg Zn/L

RESULTATS

Les valeurs seuil de toxicité obtenues sont identiques chez les deux espèces, soit IC_{50} > 100 % (mélange non dilué), IC_{10} > 100 %, et NOEC > 100 %. Aucune inhibition significative de la croissance

algale n'a été détectée sur une durée de test de 72 h (Tableau 16 et Tableau 17). Ces résultats indiquent donc que, dans les conditions standards du test, la solution d'eau de mer contenant les 6 métaux en concentrations conformes à celles attendues dans l'effluent (Tableau 15) **n'est pas toxique pour les deux espèces *Isochrysis* sp. et *N. closterium*, même non diluée**.

Tableau 16. Effet du mélange des six métaux et de ses différentes dilutions sur le taux de croissance de la population d'*Isochrysis* sp. lors d'une exposition de 72 h. Le « % témoin » correspond à la variation naturelle des échantillons non dopés.

Concentration relative de la solution testée	Taux de croissance microalgale		Coefficient de Variation
(%)	Doublement/jour	% témoin	(%)
0 (témoin négatif)	1,72	100	2,3
6.3	1,62[a]	94	3,4
13	1,67	97	2,1
25	1,65	96	1,2
50	1,71	99	2,7
70	1,67	97	2,1
85	1,68	98	2,9
100	1,71	99	3,2

[a] significativement inférieur à celui mesuré dans le témoin.

Tableau 17. Effet du mélange des six métaux et de ses différentes dilutions sur le taux de croissance de la population de *Nitzschia closterium* lors d'une exposition de 72 h. Le « % témoin » correspond à la variation naturelle des échantillons non dopés.

Concentration relative de la solution testée	Taux de croissance microalgale		Coefficient de Variation
(%)	Doublement/jour	% témoin	(%)
0 (témoin négatif, RFSW)	1,41	100	3,7
6.3	1,37	97	3,3
13	1,36	96	4,8
25	1,37	97	4,5
50	1,34	95	5,6
70	1,39	96	11,0
85	1,44	102	3,9
100	1,39	96	6,6

Ce qu'il faut retenir

La réalisation d'un test de toxicité chronique multigénérationnelle selon le protocole standardisé Test Guideline 201 de l'OCDE (1984) et de Stauber *et al.* (1994) sur deux espèces tropicales communément rencontrées dans les eaux calédoniennes et/ou tropicales, i.e. *Nitzschia closterium* et *Isochrysis* sp. a permis d'établir que **le mélange non dilué** des 6 principaux métaux entrant dans la composition de l'effluent (Co, CrVI, Fe, Mn, Ni et Zn) **n'entraîne aucune toxicité sur la croissance des populations de ces deux espèces dans les conditions des tests**.

Aucun effet de synergie significatif n'a donc été détecté.

(2) *Tests de toxicité chez les embryons/larves d'Invertébrés benthiques*

Les tests de toxicité chronique ont été réalisés pour un second grand groupe d'organismes marins, les **Invertébrés benthiques**, afin de compléter et de préciser les résultats acquis chez les microalgues planctoniques. Les espèces ciblées ont été : le bénitier *Tridacna maxima*, les pétoncles *Mimachlamys gloriosa* et *Bractechlamys vexillum*, ainsi que l'oursin *Diadema setosum*.

MATERIEL & METHODES

Les tests de toxicité ont été réalisés selon les protocoles normalisés (ASTM, 2004a,b) adaptés aux espèces-cibles rencontrées localement. Après fécondation *in vitro*, les embryons obtenus ont été transférés dans des milieux d'élevage composés d'eau de mer de référence plus ou moins enrichie en un métal ou groupes de métaux. Après 48 h d'élevage en conditions contrôlées, les pourcentages d'anomalies morphologiques du développement embryo-larvaire et de mortalité sont obtenus par observation et comptage au microscope (Figure 41).

En l'absence d'effluent réel, l'évaluation prédictive du risque toxique a été réalisée en déterminant les seuils de toxicité caractéristiques des principaux métaux entrant dans la composition du futur effluent (Co, Cr VI, Fe, Mn, Ni et Zn). Deux approches complémentaires ont été mises en œuvre afin d'évaluer la toxicité de :

- chaque métal individuellement (Co, Cr(VI), Fe, Mn, Ni et Zn) ;
- la composition métallique globale du futur effluent des 6 éléments, dans leurs concentrations respectives.

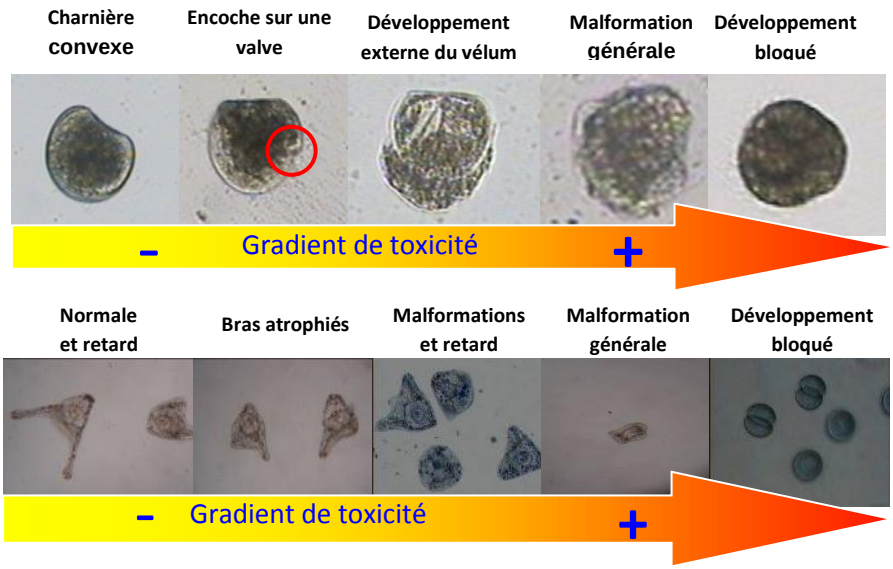


Figure 41. Graduation des malformations embryo-larvaires en fonction de la concentration en métaux (gradient de toxicité) chez les bivalves (en haut) et les oursins (en bas).

RESULTATS

Outils d'interprétation des résultats

L'interprétation des résultats d'un test de toxicité peut être réalisée en considérant d'une part la NOEC et d'autre part certaines valeurs « CE_x » (ou de DL_x : Dilutions Limites dans le cas d'un effluent) obtenues avec un pourcentage d'anomalies 'x' caractéristiques, notamment 10 %, 15 % et 50 %. Ces valeurs-seuil sont calculées par modélisation statistique (régression non linéaire) des résultats de comptages, exprimés en pourcentages d'anomalies (Figure 42).

Ces valeurs-seuil calculées permettent de définir trois classes de toxicité caractéristiques utilisables pour l'interprétation des résultats (Tableau 18).

Tableau 18. Classes de toxicité basées sur les variables écotoxicologiques seuils.

NOEC et CE_{10}/DL_{10}	**Aucun effet toxique avéré** : **pas d'anomalies embryo-larvaires significatives par rapport aux témoins dans les conditions du test.**
CE_{15}/DL_{15}	**Apparition significative des premiers effets toxiques** (taux d'anomalies avérés observés chez 15 % des larves testées) **par rapport aux témoins** dans les conditions du test.
CE_{50}/DL_{50}	**Toxicité avérée** (taux d'anomalies avérés observés chez 50 % des larves testées) dans les conditions du test. **Comparaison des contaminants entre eux au niveau international.**

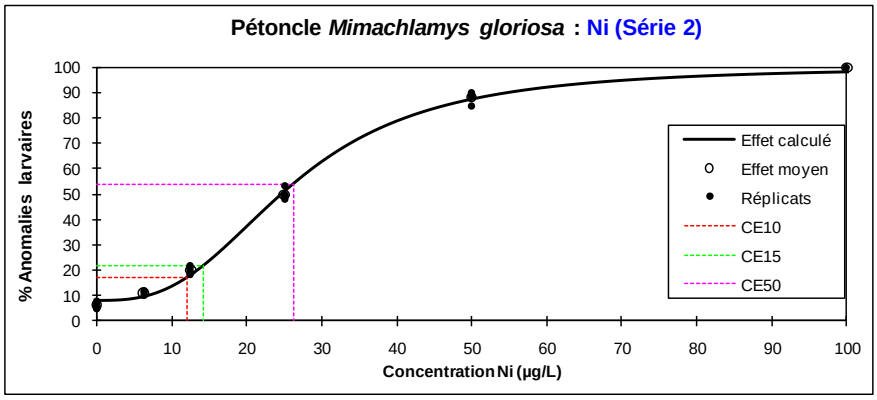


Figure 42. Modélisation statistique (régression non linaire) permettant le calcul des valeurs-seuils de toxicité (CE_{10}, CE_{15} et CE_{50}) à partir des comptages des anomalies embryo-larvaires.

Toxicité individuelle des métaux de l'effluent

La comparaison des valeurs de CE_{50} entre les trois bivalves ainsi que chez l'oursin permet de classer les métaux selon leur toxicité embryo-larvaire (Tableau 19). Le classement global par toxicité croissante suit l'ordre suivant :

Mn ≤ Cr VI << Co < Zn < Ni < Cu.

Ces résultats indiquent donc que le manganèse puis le chrome-VI considérés individuellement sont les métaux les moins toxiques pour le développement embryo-larvaires des quatre espèces parmi les 6 éléments testés.

Tableau 19. Synoptique des résultats des tests de toxicité embryo-larvaire chez les quatre espèces d'Invertébrés benthiques sélectionnés.

Métal (µg/L)	Bénitier *T. maxima*			Pétoncle *M. gloriosa*			Pétoncle *B. vexillum*			Oursin *D. setosum*
	CE_{10}	CE_{15}	CE_{50}	CE_{10}	CE_{15}	CE_{50}	CE_{10}	CE_{15}	CE_{50}	CE_{50}
Cu	12,5-25	12,5-25	12,5-25	12,1	12,6	14,6	4,3	4,7	6,9	3,1 – 6,1
Co	187	197	244	633	722	1178	86	93	123	312 - 625
Cr VI	1555	1623	1908	2376	2482	2920	1015	1036	1119	620 - 1250
Fe	nc*	nc*	nc*							
Mn	1084	1170	1560	7749	8626	12955	812	927	1522	3120 - 6250
Ni	-	-	-	12	14	26	<25	<25	<25	12,5 - 25
Zn	174	183	221	34	39	66	24	27	43	

*nc : non calculable. L'unique test réalisé avec le fer (chez le bénitier *T. maxima*) montre une absence de toxicité à une concentration en Fe^{3+} proche de celle dans l'effluent.

Les premiers effets toxiques avérés du manganèse sur les larves de bivalves (donnés par la CE_{15}) apparaissent à partir de 927 µg/L chez l'espèce la plus sensible vis-à-vis de ce métal, le pétoncle *Bractechlamys vexillum*, et à 1170 µg/L chez le bénitier *Tridacna maxima*. Ces concentrations en

manganèse sont relativement proches de celles estimées par l'industriel dans l'effluent brut avant sa dilution dans le Canal de la Havannah (≤ 1 mg/L).

Pour le chrome-VI, les CE_{10} les plus faibles sont de 1015 et 1555 µg/L chez le pétoncle *Bractechlamys vexillum* et le bénitier *Tridacna maxima,* respectivement. Ces valeurs sont largement supérieures à celles mentionnées dans la composition attendue de l'effluent, soit 20 µg/L. De même, pour le cobalt, les CE_{10} les plus faibles ont été calculées chez le pétoncle *Bractechlamys vexillum* puis le bénitier *T. maxima*, soit 86 et 187 µg/L respectivement. Ces valeurs sont également significativement supérieures à celle de l'effluent, soit 50 µg/L. Les concentrations en chrome hexavalent et en cobalt attendues dans l'effluent ne présentent donc aucune toxicité embryo-larvaire chez les espèces testées.

Pour le zinc, les valeurs de non toxicité embryo-larvaire (CE_{10}) les plus faibles sont de 24 et 34 µg/L chez les deux pétoncles ; ces valeurs sont sensiblement inférieures à la concentration moyenne en Zn attendue dans l'effluent, soit 50 µg/L, et suggèrent donc la possibilité d'une toxicité de l'effluent non dilué. De même pour le nickel, les premiers signes observables de toxicité embryo-larvaire apparaissent à partir de 14 µg/L chez *M. gloriosa* ; cette concentration est 8 fois inférieure à celle de l'effluent non dilué, soit 100 µg/L. Ces deux métaux seraient donc susceptibles d'induire une faible toxicité de l'effluent. Sous ces conditions, une **dilution d'un facteur dix de cet effluent devrait donc théoriquement suffire à empêcher l'apparition d'anomalies larvaires liées à ces 2 métaux chez ces 3 bivalves**. (Rappel : le taux de dilution attendu à 20 m de l'effluent est d'environ 1000).

Le cuivre (élément toxique témoin) présente la toxicité la plus importante chez les embryons et larves des 4 espèces étudiées, avec des valeurs de CE_{10}, de CE_{15} et de CE_{50} systématiquement les plus basses en comparaison des 5 métaux testés (Tableau 20). Une toxicité significative est en effet observée à partir de 5 à 13 µg/L chez les pétoncles, et à partir de 3 à 6 µg/L chez l'oursin. Ces valeurs restent cependant supérieures à la concentration moyenne en cuivre attendue dans l'effluent, soit 1 µg/L. Cette valeur étant extrêmement faible avant même d'être diluée, cet élément n'avait donc pas été ajouté dans le mélange testé. Les résultats obtenus confirment que le cuivre à une concentration de 1 µg/L dans l'effluent non dilué n'induit aucune toxicité chez ces espèces.

Tableau 20. Récapitulatif des plus faibles concentrations-seuil mesurées (toutes espèces confondues) et du risque toxique de chaque métal dans l'effluent brut non dilué (quand les valeurs de CE15/CE50 sont inférieures à la concentration de l'élément dans l'effluent, un risque toxique apparaît).

Concentration (µg/L)	Cu	Co	CrVI	Mn	Ni	Zn
CE_{10}	4	86	1015	812	12	24
CE_{15}	5	93	1036	927	14	27
CE_{50}	3-6	123	620-1120	1522	13-25	43
Effluent brut	1	50	20	<1000	100	50
Risque Toxique	Non	Non	Non	Faible	Oui	Oui

La comparaison des CE_{50} de chaque métal entre les diverses espèces de bivalves révèle également des différences de sensibilité interspécifique à certains métaux. Le pétoncle *Bractechlamys vexillum* apparaît comme étant l'espèce la plus sensible des trois pour tous les métaux testés individuellement. La comparaison des résultats entre le pétoncle *Mimachlamys gloriosa* et le bénitier *Tridacna maxima* indique que cette dernière espèce est beaucoup plus sensible au manganèse et au

cobalt, et dans une bien moindre mesure, au chrome hexavalent. Le pétoncle est en revanche très significativement plus sensible au zinc, et potentiellement légèrement plus sensible au cuivre.

Les résultats indiquent également que les CE_{50} calculées avec les espèces locales sont globalement inclues dans la gamme des valeurs précédemment rapportées, y compris pour le chrome-VI, à l'exception du nickel chez les deux pétoncles (pour lesquels les CE_{50} sont significativement inférieures à celles citées dans la littérature) et du manganèse (pour lequel très peu de données sont disponibles).

Toxicité de la solution plurimétallique

La toxicité d'une solution contenant les 6 principaux métaux présents dans l'effluent (Co, CrVI, Fe, Mn, Ni et Zn) dans les niveaux de concentrations fournies par l'industriel et diluée séquentiellement a été mesurée chez le bénitier *Tridacna maxima* (aucune ponte du pétoncle *Bractechlamys vexillum*, l'espèce la plus sensible, n'ayant pu être obtenue au moment du test).

Les pourcentages d'anomalies embryo-larvaires chez ce bénitier sont représentés à la Figure 43. L'effet maximal observé étant de 15,8 %, dont 7,2 % correspondant à la mortalité normale observée dans les témoins, aucune dose létale (DL) n'a pu être calculée avec pertinence. Les valeurs étant inférieures au seuil de 15 % (par rapport aux témoins) à partir duquel des effets toxiques sont avérés (Woelke, 1966), il est possible de conclure à **la quasi absence de toxicité du mélange,** vis-à-vis du développement embryo-larvaire du bénitier, **même non dilué**. Cette hypothèse a été vérifiée statistiquement à l'aide du test non paramétrique de Steel « Many-to-One », qui permet de comparer la différence entre plusieurs concentrations et un témoin.

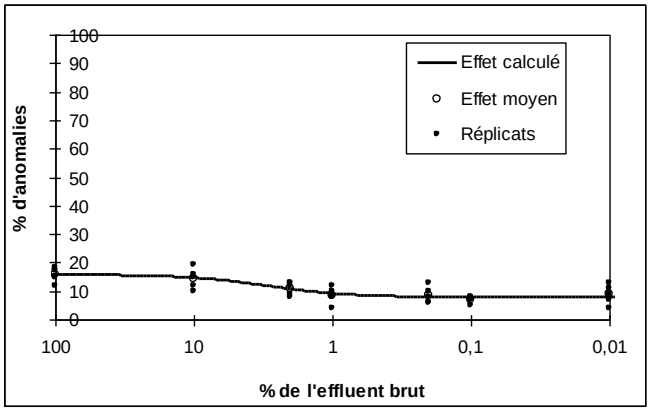


Figure 43. Comparaison des résultats de toxicité du mélange plurimétallique chez les embryons et larves du bénitier *Tridacna maxima*.

Ce qu'il faut retenir

Les tests de toxicité sur les embryons et larves d'invertébrés marins (bivalves et oursins) ont été réalisés avec chacun des 6 métaux les plus significativement présents dans l'effluent (Co, Cr VI, Fe, Mn, Ni et Zn).

Les résultats de tests induisant une toxicité (malformations larvaires) chez 15 % et 50 % des larves indiquent que :

- Considérés individuellement, les métaux les plus toxiques pour les larves sont, par ordre décroissant : Cu > Ni > Zn > Co >> CrVI> Mn. La comparaison des concentrations induisant une toxicité avec celles de l'effluent révèle l'existence d'un risque toxique sensible pour Ni et Zn et modéré pour Mn ; les autres métaux ne présentent aucun risque pour l'environnement aux niveaux de concentrations attendues dans l'effluent et une dilution par 10 devrait théoriquement suffire à empêcher l'apparition d'anomalies larvaires chez ces trois bivalves.

- Considérés simultanément en solution et tels que conformes aux concentrations attendues dans l'effluent, les 6 métaux ne montrent aucune toxicité significative, même pour un mélange non dilué. Les toxicités apparentes du Ni et du Zn observées individuellement sont atténuées dans le mélange, vraisemblablement en raison de la formation d'hydroxydes de fer qui immobilisent une fraction des métaux dissous.

Ces résultats concordent avec les tests réalisés sur les deux populations de microalgues (CSIRO).

II.5.4. Conclusion

L'analyse du risque consiste à mettre en relation les valeurs du **PEC**[25] **« Predicted Environmental Concentration »** et du **PNEC**[26] **« Predicted No Effect Concentration »** afin de définir s'il existe un risque toxique pour l'environnement.

Dans le cas de l'effluent, la composition attendue en éléments majeurs et métalliques a été fournie par Goro-Nickel (CR n°000524 du 13/04/2007). **Cette composition peut donc être considérée comme la PEC (dilution 1:1)**.

Les tests conduits ont permis l'obtention de **deux valeurs de NOEC**[27] **identiques**, exprimées en termes de dilution, soit une dilution de 1:1 ou 100 % du mélange brut. Cette valeur commune indique que le **mélange non dilué n'est pas toxique pour les organismes testés**. La NOEC est donc égale ou supérieure à la PEC.

Cependant, selon le principe de précaution sur lequel se base le TGD (ECB, 2003), cette NOEC doit être corrigée par un facteur d'extrapolation afin de prendre en compte l'incertitude liée à l'extrapolation de ces résultats *in vitro* au milieu naturel récepteur. Dans le cas présent où deux NOEC ont été obtenues avec deux groupes taxonomiques et trophiques différents, le **facteur d'extrapolation** à prendre en compte est de **500** (TGD, ECB, 2003). La NOEC étant dans notre cas une dilution et non une concentration, le résultat de cette caractérisation du risque est donc que **l'effluent brut sortant de l'émissaire doit être dilué d'au moins 500 fois afin de ne pas induire d'effets toxiques indésirables pour l'environnement marin.**

---

[25] Concentration prévisible de la substance rejetée dans l'environnement.
Rappel : la valeur de PNEC est calculée pour un compartiment donné (la colonne d'eau ou les sédiments) et est déterminée sur la base des résultats des tests de toxicité réalisés en laboratoire sur diverses espèces animales et/ou végétales vivant dans ce compartiment et mises en présence avec la/les substances chimiques en cause, corrigés avec un facteur d'extrapolation plus ou moins pénalisant selon le nombre de groupes taxonomiques testés.

[26] Concentration au-dessous de laquelle un effet néfaste inacceptable pour les organismes vivants a une probabilité faible de se produire.

[27] Plus grande concentration ou dilution effectivement testée pour laquelle aucun effet toxique significatif n'est observé : No Observed Effect Concentration.

Chapitre III - CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'exploitation des latérites nickélifères à faible teneur a nécessité la mise au point d'une technologie nouvelle afin d'extraire le métal du minerai. Cette nouvelle technologie fait appel à un procédé de solubilisation par voie humide à l'aide d'une solution d'acide concentré. De ce fait, cette méthodologie (l'hydrométallurgie) requière de grands volumes d'eau qui, après traitement pour rabaisser les concentrations en impuretés contenues dans la solution, sont rejetés dans le milieu naturel. En Nouvelle Calédonie, il a été entrepris de rejeter les effluents industriels dans le Canal de la Havannah.

Les domaines potentiellement et directement impactés par le projet minier, à savoir, le Canal de la Havannah (rejet d'effluents et apports en particules) et la Baie du Prony (influences des installations portuaires et industrielles) ont rapidement fait l'objet d'études réalisées au début des années 2000 par plusieurs bureaux d'études. Toutefois, les critiques de l'INERIS (2002 et 2003) ont rapidement montré la nécessité de développer des travaux complémentaires spécifiques à un milieu dont les caractéristiques sont celles d'un lagon oligotrophe tropical non altéré par l'activité anthropique. A partir de 2005, des études complémentaires ont donc été exigées et il en a résulté l'expertise commanditée par la province Sud et le programme de recherches intégré (« *Programme prédictif, 2006-2009* ») proposé par l'IRD pour étudier l'impact notamment des effluents industriels.

En effet, dans le milieu naturel, les métaux de l'effluent sont susceptibles de réagir avec les MES du Canal de la Havannah, et les MES apportées par la rivière Kwé. Comme le montrent les valeurs des K_d expérimentaux[28] une rétention préférentielle (Ni > Co > Cr > Zn > Mn) est observée avec une affinité particulière pour les particules générées par la Kwé en raison des plus fortes teneurs en oxy-hydroxydes Fe et Al. Par ailleurs, des tests complémentaires ont permis de mettre en évidence la non-réversibilité des phénomènes de sorption au contact des MES qui sédimentent. Cependant, au sein des sédiments, des transformations physico-chimiques majoritairement induites par les microorganismes benthiques pourront avoir lieu et modifier les mécanismes de rétention des métaux sur les particules sédimentées. Par conséquent, une remobilisation dans les eaux du lagon de 10 à 30% des quantités initialement sorbées sur les MES en Mn, Ni et Zn est possible. Cependant l'impact de cette désorption sur la chimie de l'eau du lagon peut être considéré comme négligeable en raison de la faible quantité de MES déposée.

En effet, les calculs de flux menés sur la sédimentation des particules fines (Ø<7 µm), montrent que la bordure nord-est de l'Île Ouen et le sud de la Baie du Prony sont les principales zones potentiellement exposées, mais les valeurs estimées sont extrêmement faibles (2,4 à 4,8 mg/m²/an) ; les baies de Port Boisé, de Port Goro et de la Kwé ne devant recevoir annuellement qu'environ 1,6 mg/m²/an. Aucun dépôt n'est calculable dans la zone de la réserve Merlet du fait de son isolement hydrodynamique du reste du Canal.

Sur la base des flux, la concentration surfacique en métaux sorbés a été calculée pour l'ensemble du domaine d'impact et montre que d'une manière générale, les valeurs de dépôt sur les fonds sont très

[28] Le coefficient de distribution (Kd) de chaque élément métallique a été calculé selon l'équation :

$$K_d = \frac{(C_{initial} - C_{final})}{C_{final}} \times \frac{V}{M}$$

faibles. Ainsi pour le manganèse, métal le plus fortement concentré dans les effluents (1 mg/L), les calculs montrent que vont sédimenter 360.10^{-3} µg/m²/an, soit un flux de manganèse déposé par siècle de moins de 0,04 mg/m².

Par ailleurs, la modélisation chimie/transport en champ proche du diffuseur montre que la majeure partie des métaux de l'effluent reste en solution, l'évolution des concentrations étant principalement contrôlée par l'effet de dilution, très rapide en sortie de diffuseur. En effet, les mécanismes résultent des mouvements de marée et donc des forts courants qu'ils génèrent dans la plus grande partie du Canal, notamment entre le Récif Ioro et la Passe de la Havannah. Cette dynamique ne laisse pas la possibilité à l'effluent, même de façon transitoire, de former des « *lentilles de surconcentration* ». Enfin, les simulations de transport ont montré que la distribution du panache s'effectuera selon un axe NE-SO obéissant à la circulation générale résultant des cycles de marée ; de surcroît, une barrière dynamique (frontière hydrodynamique) se constitue à chaque mouvement de marée selon l'axe NE-SO et isole les masses d'eau des deux unités, la réserve Merlet restant donc isolée des influences côtières.

Parallèlement aux modélisations de dispersion, les taux de dilution des effluents semblent toujours atteindre 650 à 1 000 à 30 m du diffuseur, ces valeurs étant proches des attentes en termes de performances moyennes du diffuseur (Tx = 1 000 à 20 m). Le taux de dilution Tx = 5 000 nécessaire pour confondre les compositions de l'effluent et l'eau de mer en termes de concentration en métaux (essentiellement Mn) est mesuré à une distance variant de 350 à 500 m de part et d'autre du diffuseur, tous cas de figures confondus.

Enfin, en matière d'analyse du risque toxique pour l'environnement, les tests conduits ont permis l'obtention de deux valeurs de NOEC (Non Observed Effect Concentration) identiques qui traduisent l'innocuité de l'effluent synthétique pour les organismes testés. Toutefois, un risque a été identifié pour les concentrations non diluées de l'effluent avec les éléments Mn, Ni et Zn.

Cependant, selon le principe de précaution sur lequel se base le TGD (ECB, 2003), cette NOEC doit être corrigée par un facteur d'extrapolation afin de prendre en compte l'incertitude liée à l'extrapolation de ces résultats *in vitro* au milieu naturel récepteur. Dans le cas présent où deux NOEC ont été obtenues avec deux groupes taxonomiques et trophiques différents, le facteur d'extrapolation à prendre en compte est de 500 (TGD, ECB, 2003). La NOEC étant dans notre cas une dilution et non une concentration, le résultat de cette caractérisation du risque est donc que l'effluent brut sortant de l'émissaire doit être dilué d'au moins 500 fois afin de ne pas induire d'effets toxiques indésirables pour l'environnement marin, cette dilution étant atteinte dans tous les cas à environ moins de 20 m de part et d'autre du diffuseur.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ASTM, 1997. E1850 – 97 : Standard Guide for Selection of Resident Species as Test Organisms for Aquatic and Sediment Toxicity Tests. American Society for Testing and Material – International, West Conshohocken, PA, United States, 13 p.

ASTM, 2004a. E724 – 98 (Reapproved 2004) : Standard Guide for conducting Static Acute Toxicity Tests starting with embryos of four species of saltwater Bivalve Molluscs. American Society for Testing and Material – International, West Conshohocken, PA, United States, 21 p.

ASTM, 2004b. E1563 – 98 (Reapproved 2004) : Standard Guide for conducting Static Acute Toxicity Tests with Echinoid Embryos American Society for Testing and Material – International, West Conshohocken, PA, United States, 22 p.

ASTM, 2004c. Standard Guide for conducting Static Toxicity Test with Microalgae – Method E 1218-04. American Society for Testing and Material International, West Conshohoken, PA, United States. 14 pp.

Baden S.P., Depledge M.H, Hagerman L., 1995. Uptake, accumulation and regulation of manganese during experimental hypoxia and normoxia by the decapod Nephrops norvegicus. Marine Poulltion Buelletin, 31, issues 1-3, p.93-102.

Baden SP, Eriksson P and Gerhardt L, 1999. Accumulation and elimination kinetics of manganese from different tissues of the Norway lobster Nephrops norvegicus. Aquatioxicology, 46, issue 2, p.127-137.

Bission, M., Diderich, N. Houeix, C. Lacroix, J.P. Lefèvre, S. Levèque, H. Magaud, A. Pichard, A. Morin, M Rose et G. Pépin. 2005. Chome et ses dérivés. INERIS Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, DRC-01-05590-00DF253.doc, Version No 2-4 février 05. Paris, France, 80 p.

Bodeï S et Pointeau I, 2008. Projet Goro-Ni. Bilan sur la réactivité géochimique de l'effluent dans le canal de la Havannah. CEA/DEN /DTN/SMTM/LMTE/2008/40, 22p.

Bodeï S, Jullien M, Libert M, Piault E, Pointeau I et Raynal J, 2008. Projet Goro-Ni. Bilan des actions du CEA –Cadaracahe, août 2008. CEA/DEN/DTN/SMTM/LMTE/2008/28, 99p.

Bodeï S et Pointeau I, 2009a. Projet Goro-Ni. Bilan de la réactivité géochimique de l'effluent. Modélisation chimie-transport en champ proche du diffuseur. CEA/DEN/DTN/SMTM/LMTE/2009/05, 58p.

Bodeï S et Pointeau I, 2009b. Projet Goro-Ni. Note de synthèse sur l'évolution géochimique du milieu marin dans le champ proche du diffuseur. CEA/DEN/DTN/SMTM/LMTE/2009/08, 36.

Breau L., 2003. Etude de la bioaccumulation des métaux dans quelques espèces marines tropicales : Recherche de bioindicateurs de contamination et application à la surveillance de l'environnement côtier dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat de l'Université de La Rochelle, Spécialité « Océanologie Biologique et Environnement Marin », La Rochelle, France, 318 p. + Annexes.

Breau L., Senia J., Pangrani A., Garcia K., Debenay J.P., 2009a. Développement de méthodes d'évaluation de la toxicité et analyse du risque chimique de l'effluent pour l'environnement marin. Convention de Recherche IRD/Goro-Nickel n°1124, « Etude sur le comportement, la dispersion et les effets biologiques des effluents industriels dans le lagon sud de la Nouvelle-Calédonie », Volet 2 « Ecotoxicologie ». Rapport Final, IRD-Nouméa, 15/06/2009, 117 p. + Annexes.

Chardy P, Chevillon C, Clavier J 1988. Major benthic communities of the South-West lagoon of New Caledonia. Coral Reefs, 7: 69-75.

Chardy P., Clavier J., 1988. Biomass and trophic structure of the macrobenthos in the South-West lagoon of New Caledonia. Marine biology, 99: p.195-202.

Chardy P., Clavier J., Gérard P., Laboute P., Martin A., Richer de Forges B., 1987. Etude quantitative du benthos dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Liste taxonomique, densités et biomasses. Rapport Scientifique et Technique, ORSTOM-Nouméa, 44 : 81 pp.

Chauvet C., Wantiez L., Sarramégna S., 2000. Evaluation environnementale du projet Goro Nickel – 593-3, Volet Biophysique : Caractérisation du milieu marin (Communautés biologiques coralliennes). Contrat de consultance pour la société Goro Nickel, Rapport A2EP NCE 00/08 01, LERVEM/ACREM/A2EP, août 2000, 19 p. + Annexes.

Correa J.D., Ramos da Silva M, Bastos da Silva A.C., Araujo de Lima S.M., Malm O., Allodi S., 2005. Tissue distribution, subcellula localization and endocrine disruption patterns induced by Cr, Mn in the crab Ucides cordatus. Aquatic Toxicology, 73, issue 2, 139-154.

Dolbecq M, Le Grand H, Breau L et Fernandez JM, 2011. Suivi des taux d'accumulation dans la rade duNord –Baie du Prony, la Baie Kwé et l'Ile Ouen –NC). Contrat AEL/Vale-NC n° E20532, 56p.

Douillet P et Le Gendre R, 2008. Modélisation et simulation du transport des formes dissoutes et particulaires. Modèle hydrodynamique, notice technique – validation. Convention IRD/Goro-Nickel n°1124, 54p.

Douillet P et Fernandez JM, 2009. Modélisation et simulation du transport des formes dissoutes et particulaires d'origine naturelle. Modèle de transport. Simulation annuelle de la sédimentation des particules naturelles en contact avec l'efluent. Convention IRD/Goro-Nickel n°1124, 54p.

ECB - European Chemicals Bureau, 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment (TGD), Part II. European Commission – Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection, Ispra, Italy, 203 p. + Appendix.

Fernandez JM, Moreton, Gérard P, Belhandouz A et Fichez R, 2006. Etat de référence : qualité physicochimique des eaux et niveaux de concentration des métaux dans les sédiments. Convention IRD/Goro-Ni N° 9135, 79p.

Fernandez JM, Moreton, Gérard P, Dolbecq M, Belhandouz A, 2007. Etat de référence : qualité physicochimique des eaux du canal de la Havannah et de la Baie du Prony (Saison humide). Convention IRD/Goro-Ni N° 1312, 68p.

Fernandez JM, Moreton, Gérard P, Dolbecq M, Belhandouz A, 2008. Suivi Environnemental. Qualité physicochimique des eaux et concentration en métaux dissous (4-8 août 2008). Convention IRD/Goro-Ni N° 2172, 65p.

Fernandez JM, Le Grand H, Moreton B et Dolbecq M, 2009. Suivi sédimentologique triennal 2009 : Distribution des métaux dans les sédiments de surface et taux d'accumulation en St133 (Ile Ouen). Convention IRD/Vale-Inco N°2285, 45p.

Fernandez JM, Moreton B, Le Grand H, Creuzil J, 2012. Suivi station St16 : Taux d'accumulation et évolution géochimique des sédiments au droit du port de commerce (Baie du Prony) – 2012-. Contrat AEL/Vale-NC n° E29928, 35p

Fernandez JM, Moreton B, Le Grand H, et Pluchino Stéphanie, 2013. Suivi des densités de flux verticaux de particules dans le Canal de la Havannah et la baie Kwé : mission de janvier et février 2013. Contrat Vale-NC/AEL n° 2684, Rapport AEL 110308-VI-11, 60p.

Flogeac, K., Guillon, E., Aplincourt, M. 2007. Competitive sorption of metal ions onto a north-eastern France soil. Isotherms and XAFS studies. Geoderma. 139, p. 180-189.

Francis, A.J. 1994. Microbial transformations of radioactive wastes and environmental through bioremediation. J. of alloys and compounds, 213-214, p. 226-231.

Gallez B., Baudelet C, Geurts M, 1998. Regional distribution of manganese found in brain after injection of a single dose of manganese-based contrast agent. Magnetic Resonance Imaging, Volume 16, Issue 10, December 1998, Pages 1211-1215.

Goro Nickel S.A., 2004a. Demande d'autorisation pour exploiter des installations classées, mai 2004, Tome 3, Volume 3, Annexe 3, Comportement du manganèse en milieu marin

Goro Nickel S.A., 2004b. Demande d'autorisation pour exploiter des installations classées, mai 2004, Tome 3, Volume 3, Annexe 1 – Ecotoxicité de l'effluent

INERIS, 2002. Analyse critique du dossier de demande d'autorisation du Projet Goro Nickel. H. Baroudi, J. Bureau, J.P. Pineau, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, INERIS-DRC-02-39575/DESP-R04a, Août 2002, 29 p.

INERIS, 2003. Analyse critique de l'acceptabilité du niveau de rejet de manganèse dans le milieu marin – Rapport Final, Goro Nickel. H. Baroudi, J. Bureau, C. Rollin, Institut de l'Environnement Industriel et des Risques – Direction des Risques Chroniques, INERIS-DRC-03-53097/DESP-R02, 17 décembre 2003, 37 p. + Annexes.

INERIS, 2004. Projet Goro-Nickel. Rapport de synthèse sur l'impact du rejet en mer de l'eflfuent. 47910-000-30R-GEH-40002, 39p.

ISO, 2006a. ISO 10253: Qualité de l'eau – Essai d'inhibition de la croissance des algues marines avec Skeletonema costatum et Phaeodactylum tricornutum. Organisation Internationale de Standardisation (ISO), Genève, Suisse, 12 p.

Jacquet S., 2005. Impact des apports en nutriments sur le réseau trophique planctonique du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat de l'Université Paris VI, Spécialité « Océanologie Biologique et Environnement Marin », Paris, France, 226 p. + Annexes.

Jouon A., Ouillon S., Douillet P., Lefebvre JP., Fernandez JM., Mari X., Froidefond JM., 2008. Spatio-temporal variability in Suspended Particulate Matter concentration and the role of aggregation on size distribution in a coral reef lagoon. Marine Geology, 256, p 36-48.

Jullien M, Raynal J et Geniaut G, 2007. Projet Goro-Ni. Compormtement géochimique de l'eefleunt industriel en milieu marin. Rapport annuel 2007. CEA/DEN/DTN/SMTM/LMTE/2007/41, 35p.

Laboute P., 2004. Goro Nickel, Zone portuaire – Expertise rapide du site et comparaison avec d'autres sites similaires de la Baie du Prony. Contrat de consultance pour la société Goro Nickel, novembre 2004, 12 p.

Laboute P., 2005a. Goro Nickel, Zone portuaire (2) - Expertise biologique du site : Etude qualitative des communautés biologiques. Contrat de consultance pour la société Goro Nickel, Pierre Laboute Entreprise, janvier 2005, 24 p.

Laboute P., 2005b. Rapport de la réalisation d'un état de référence des peuplements récifaux et poissons associés sur 6 stations du Canal de la Havannah. Contrat de consultance pour la société Goro Nickel, Pierre Laboute Entreprise, Contrat n°1126, juillet 2005, 58 p. + Annexes.

Laboute P., Virly S., Garrigue C., Gerbault A., 2004. Caractérisation des communautés biologiques du banc Ionontéa dans le Canal de la Havannah – Rapport final. Contrat de consultance pour la société Goro Nickel, Pierre Laboute Entreprise, juin 2004, 37 p. + Annexes.

Lakshtanov, L. Z., and Stipp, S. L. S. 2007. Experimental study of nickel(II) interaction with calcite: Adsorption and coprecipitation. Geochimica et Cosmochimica Acta. Vol. 71, p. 3686– 3697.

Lefort Y., 1991. Etude des populations de Pectinidae du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat de l'Université de Bordeaux I, spécialité « Océanographie Biologique », Bordeaux, France, 181 p. + annexes.

Luo S., Roux B. et Kotarba R. (2006). Modélisation et Simulation Numérique de la Dilution de l'Effluent dans le Champ Proche du Diffuseur Marin Multi-Port de Goro-Nickel. Rapport final ; premières conclusions de l'étude complémentaire.

Massabuau, J.C, Campbell, P., Monnin, C., et Roux, B. 2006. Etude de l'impact potentiel du rejet de l'effluent Goro-Nickel dans le lagon sud de Nouvelle – Caledonie. Rapport d'expertise du 21 décembre 2006.

Massabuau JC et Cotignola M et Dominique Y, 2007. Etude de la toxicité du manganèse chez les poissons Tetraodontidae *Arothron nigropunctatus et Canthigaster valentini*, UMR EPOC CNRS 5805, Université Bordeaux 1, 84 p.

McBride, M.B. 1989. Reactions controlling heavy metals solubility in soils. Adv. Soil Sci. 10, p. 1-56.

OCDE, 1984. Guideline for testing of chemicals. Algal growth inhibition Test. Test Guideline n°201. Organisation pour la Coopération et le Développement Economique, Paris, France.

Pointeau I, 2008. Ebauche d'un modèle géochimique stimulant des interactions "métaux-MES" dans l'eau de mer. Application au projet Goro-Ni. CEA/DEN/DTN/SMTM/LMTE/2008/27, 52p.

Rescan, 2000. Supplemental Baseline Technical Report: Marine Environment. Contrat de consultance pour la société Goro Nickel, Hatch Associated Pty Ltd. Rescan Environmental Services Ltd.

Richer de Forges B., 1991. Les fonds meubles des lagons de Nouvelle-Calédonie : généralités et échantillonnage par dragages. In : B. Richer de Forges (Ed.), Le benthos des fonds meubles des lagons de Nouvelle-Calédonie, Vol. 1, ORSTOM, Paris, p. 9-148.

Richer de Forges B., Bargibant G., Menou J.L., Garrigue C., 1987. Le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie : observations préalables à la cartographie bionomique des fonds meubles. Rapports Scientifiques et Techniques « Sciences de la mer, Biologie marine », Vol. 45, ORSTOM Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 72 p. + Annexes.

Nordahl Hansen S., Poul Bjerregaard P, 1995. Manganese kinetics in the sea star Asterias rubens (L.) exposed via food or water Marine Pollution Bulletin, Volume 31, Issues 1–3, January–March, p 127-132

Stauber J.L., Tsai J., Vaughan G.T., Peterson S.M., Brockbank C.I., 1994. Algae as indicators of toxicity of the effluent from bleached eucalypt kraft paper mills. National Pulp Mills Research Program, Technical Report N°3, CSIRO, Canberra, 146 pp.

Stauber, J.L., M.T. Binet et M.S. Adams. 2003. Chronic toxicity of Nickel tailings liquor to marine and freshwater biota. Report ET/IR600R. CSIRO, Energy Technology, Centre for Advanced Analytical Chemistry, Lucas Heights, NSW, Australia, 41p.

Takeda A, 2003. Manganese action in brain functions. Brain Research Reviews, Volume 41, Issue 1, January 2003, pp.79-87

Vaillet V., 2005. Etat de référence des peuplements récifaux et poissons associés – Baie du Prony et Canal de la Havannah. Contrat de consultance pour la société Goro Nickel, Agence pour l'Eau et l'Environnement du Pacifique (A2EP), NCE 05/09 01, août 2005, 19 p. + Annexes.

Van der Lee, J. 2005. Reactive transport modelling with HYTEC – Users guide and tutorial. Users Guide. N° LHM/RD/05/30, Ecole des Mines de Paris, Fontainebleau, France.

Virly S, Laboute P., 2005. Caractérisation des communautés marines biologiques autour du futur émissaire en mer du projet Goro Nickel – Rapport. Contrat de consultance pour la société Goro Nickel, Sabrina Virly Consultant, mai 2005, 37 p.

Wepener V, van Vuren J.H.J., Du Preez H.H. 1992. The effect of hexavalent chromium at different pH values on the haematology of Tilapia sparrmanii (Cichlidae) Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology, Volume 101, Issue 2, February, p 375-381

Woelke C.E. 1966. Measurement of water quality with the Pacific oyster embryo bioassay. Water Quality Criteria, ASTM STP, 416, American Society for Testing and Materials, p.112-120.

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : MINE DE NICKEL A CIEL OUVERT DE PORO (NOUVELLE-CALEDONIE). 7
FIGURE 2 : ÉVOLUTION TEMPORELLE DES VOLUMES DE SAPROLITES EXTRAITS ET DE LEURS TENEURS EN NICKEL (COMM DIMENC, 1998). 8
FIGURE 3 : ETAT DE LA CONSTRUCTION DE L'USINE DE GORO-NICKEL AU MOIS DE NOVEMBRE 2005. 9
FIGURE 4 : USINE DE VALE-NC: VUE DES REACTEURS D'EXTRACTION ACIDE EN MARS 2009. 10
FIGURE 5 : VUE DU FRONT DE MINE SUR LE PLATEAU DE GORO EN NOVEMBRE 2006. 10
FIGURE 6 : SCHEMA SIMPLIFIE DU PROCEDE D'EXTRACTION DU NI ET CO PAR ATTAQUE A L'ACIDE SULFURIQUE. CIRCUIT DE L'EAU D'ENTRAINEMENT JUSQU'A SON INJECTION DANS LE PIPE-LINE (JUIN 2004, MODIFIE EN 2007, COMM VALE-NC). 12
FIGURE 7 : CARTE DU TRACE DU PIPE-LINE DE REJET DES EFFLUENTS INDUSTRIELS DEPUIS LA SORTIE DE L'USINE (PORT COMMERCIAL DE VALE NC) JUSQU'AU DROIT DE LA BAIE KWE (CANAL DE LA HAVANNAH, COMM VALE-NC). 13
FIGURE 8 : (A) CARTE DE REPARTITION DU CA ET DU S DANS LES PARTICULES DE L'EFFLUENT SYNTHETIQUE (FAISCEAU INCIDENT DE 10µM ; 256X256 PIXELS : 1 PIXEL = 6 µM). (B) CARTE DE REPARTITION DU CA DANS LES PARTICULES DE L'EFFLUENT ET EXEMPLE DE SPECTRE µ-XRF ASSOCIE. 23
FIGURE 9 : OBSERVATION DES PARTICULES DE L'EFFLUENT SYNTHETIQUE AU MEB ET ANALYSES SEMI-QUANTITATIVES EDS ASSOCIEES EXPRIMEE EN POURCENTAGE ATOMIQUE. SEULS LES ELEMENTS MAJEURS SOUS FORMES PARTICULAIRES SONT MESURABLES. 23
FIGURE 10 : DIFFRACTOGRAMME DE RAYONS X DES MES COLLECTEES DASN LE CANAL DE LA HAVANNAH EN SAISON HUMIDE. 25
FIGURE 11 : DIFFRACTOGRAMME DE RAYONS X DES MES COLLECTEES EN BAIE KWE EN SAISONS SECHE (ROUGE) ET HUMIDE (BLEU). 25
FIGURE 12 : DIFFRACTOGRAMME DE RAYONS X DES MES COLLECTEES EN BAIE DU PRONY EN SAISONS SECHE (ROUGE) ET HUMIDE (BLEU). 26
FIGURE 13 : TAUX DE RETENTION DES METAUX DISSOUS D'UNE SOLUTION D'EFFLUENTS DILUEE 100 FOIS DANS L'EAU DE MER, PAR LES 2 FRACTIONS « GOETHITE », « CALCITE » ET PAR LA « MES DU CANAL DE LA HAVANNAH ». LES FORMES PLEINES CORRESPONDENT AUX RESULTATS EXPERIMENTAUX (MESURES), LES FORMES VIDES, AUX VALEURS CALCULEES PAR LE MODELE. 30
FIGURE 14 : CONCENTRATIONS DES METAUX EN SOLUTION ET FIXES SUR LES MES DANS LE SYSTEME « EFFLUENTS-EAU DE MER » AU FUR ET A MESURE DE LA DILUTION EN MER, POUR DIFFERENTES CONCENTRATIONS DE MES. EXEMPLES DU MN (A GAUCHE) ET DU CRO4 (A DROITE). 31
FIGURE 15 : CINETIQUES DE SORPTION DES METAUX DISSOUS D'INTERET POUR DES CONCENTRATIONS EN MES DE 100 MG/L ET 600 MG/L. 33
FIGURE 16 : EVOLUTION DES KD EXPERIMENTAUX (A GAUCHE) ET SIMULES (A DROITE) DANS LE CAS D'UNE CONCENTRATION EN MES DE 1G/L. 34
FIGURE 17 : IMAGE MEB DES RESIDUS SECS D'UN MELANGE « EAU DE MER – EFFLUENT » A 50/50 (GAUCHE) ET 7/93. MISE EN EVIDENCE RESPECTIVES D'UN CRISTAL DE CARBONATE DE CALCIUM ET DES PAILLETTES DE GYPSE EXEMPTES DE CARBONATES. 35
FIGURE 18 : EVOLUTION 2D DE LA CONCENTRATION AQUEUSE TOTALE DE MN (EN MOL/L, ECHELLE COULEUR DE DROITE) DANS L'EAU DE MER EN PRESENCE DE MES DE LA HAVANNAH ET DE HMO. LES SURFACES DES PARTICULES SONT RESPECTIVEMENT PRE-EQUILIBREES AVEC LES COMPOSITIONS CHIMIQUES DE L'EAU DE MER ET DE LA SOLUTION D'EFFLUENT. 38
FIGURE 19 : EVOLUTION 2D DE LA CONCENTRATION FIXEE DE MN (EN MOL/L, ECHELLE COULEUR DE DROITE) DANS L'EAU DE MER EN PRESENCE DE MES DE LA HAVANNAH ET DE HMO (PRE-EQUILIBRES AVEC LA SOLUTION D'EFFLUENT). LA SORPTION DE MN EST GEREE VIA LE MODELE DE COMPLEXATION DE SURFACE. 38
FIGURE 20 : EVOLUTION DES K_D EXPERIMENTAUX MESURES POUR LES SEDIMENTS BIOTIQUES (A) ET DES K_D EXPERIMENTAUX MESURES POUR LES SEDIMENTS BIOTIQUES (B). 40
FIGURE 21 : POURCENTAGE DE TEMPS SUR LA PERIODE DE MODELISATION (1 AN) OU LE FACTEUR DE DILUTION EST INFERIEUR A 10 000. LES POINTILLES MAUVES DELIMITENT APPROXIMATIVEMENT LA RESERVE MERLET. 43
FIGURE 22 : AIRES DE « PREMIER DEPOT » LIMITEES AU SUD-EST DE L'ÎLE OUEN, SUD DE LA BAIE DU PRONY, NORD-OUEST DE L'ILE OUEN, NORD DU BANC DES CINQ MILES (SIMULATION REALISEE AVEC UNE CONCENTRATION EN PARTICULES DANS LE CANAL DE LA HAVANNAH DE 0,5 MG/L). 44
FIGURE 23 : CONCENTRATION SURFACIQUE EN MANGANESE ISSU DE L'EFFLUENT ET DEPOSE ANNUELLEMENT PAR LA SEDIMENTATION DE PARTICULES INFERIEURES A 7 µM (µG/M2). 46
FIGURE 24 : SALINITE DANS LE CANAL DE LA HAVANNAH APRES 48 HEURES DE CRUE DE LA KWE ET POUR UN VENT D'ALIZE DE SUD-EST DE 8M/S. 47
FIGURE 25 : DILUTION DU PANACHE DE RHODAMINE-WT AU POINT C38 DU PIPE-LINE EN CONDITION D'ETAL DE MAREE HAUTE. 49
FIGURE 26 : UNITE D'HOMOGENEISATION DE LA SOLUTION AVANT SON INTRODUCTION DANS LE PIPE-LINE. PREPARATION REALISEE AU NIVEAU DE L'UNITE DE TRAITEMENT DES EAUX RESIDUAIRES DE VALE-NC. 50
FIGURE 27 : CARTE DE POSITIONNEMENT DES 15 STATIONS DE MESURE DE LA RHODAMINE-WT PAR FLUORIMETRIE IN-SITU. LE DIFFUSEUR EST SYMBOLISE PAR LE TRAIT FUCHSIA. 50

FIGURE 28 : COMPARAISON DES VALEURS MESUREES DE VITESSES ET DE DIRECTIONS DU COURANT ET CALCULEES PAR LE MODELE (MARS-3D) POUR LE 28 SEPTEMBRE 2009. DONNEES CONCERNANT LES 3 DERNIERS METRES DE LA COLONNE D'EAU (K=4) ET DE MI-PROFONDEUR (-19 M ; NIVEAU SIGMA DU MODELE K=11).....52
FIGURE 29: COMPARAISON DES VALEURS MESUREES DE VITESSES ET DE DIRECTIONS DU COURANT ET CALCULEES PAR LE MODELE (MARS-3D) LE 18 NOVEMBRE 2009. DONNEES CONCERNANT LES 3 DERNIERS METRES DE LA COLONNE D'EAU (K=4) ET DE MI-PROFONDEUR (-19 M ; K= 11). 53
FIGURE 30 : SCHEMA DU DIFFUSEUR INSTALLE EN BOUT DE LIGNE POUR LE REJET DES EFFLUENTS. 56
FIGURE 31 : EVOLUTION DU PANACHE EN FONCTION DE LA VITESSE DU COURANT MARIN. CONDITIONS DU SCENARIO 1 ET T=40°C. CALCUL DE LA CONCENTRATION ET CALCUL DU TAUX DE DILUTION MAXIMAL A 20 M DU DIFFUSEUR (CRAYON ROUGE).....57
FIGURE 32 : DILUTION MINIMALE EN FONCTION DE LA DISTANCE AU DIFFUSEUR. EXEMPLE DU SCENARIO 1. 58
FIGURE 33 : DILUTION MINIMALE ET MOYENNE DANS LE PANACHE EN FONCTION DE LA VITESSE DU COURANT A 20, 50 ET 100 M DU DIFFUSEUR POUR LE SCENARIO 1 (GAUCHE) ET SCENARIO 3 (DROITE). 59
FIGURE 34 : CONCENTRATIONS EN MN (NG.G^{-1} POIDS SEC) DANS DIFFERENTS ORGANES DU POISSON *AROTHRON NIGROPUNCTATUS* APRES 28 J DE CONTAMINATION PAR VOIE DIRECTE A UNE CONCENTRATION DE 100 µG/L DE MN DISSOUS DANS L'EAU (HISTOGRAMMES BLANCS = TEMOINS ; NOIR = POISSONS CONTAMINES) (MASSABUAU ET AL., 2007). POUR L'ETUDE SEPAREE DES ORGANES N=5 ; POUR LES ORGANISMES ENTIERS N=3 ET POUR LES TEMOINS N=2. (*) DIFFERENCE SIGNIFICATIVE PAR RAPPORT AU TEMOIN CORRESPONDANT (P<0,05, TEST U DE MANN-WHITNEY). 61
FIGURE 35 : CONCENTRATIONS EN MN (EN NG/G POIDS SEC) DANS DIFFERENTS ORGANES DU POISSON *AROTHRON NIGROPUNCTATUS* APRES 5 J DE CONTAMINATION PAR VOIE TROPHIQUE CORRESPONDANT A UN APPORT DE 42 µG DE MN PAR JOUR (MASSABUAU ET AL., 2007). (*) DIFFERENCE SIGNIFICATIVE PAR RAPPORT AU TEMOIN CORRESPONDANT (P<0,05, TEST U DE MANN-WHITNEY) ; N=5, MOYENNE ± SE. 63
FIGURE 36 : PRINCIPALES ESPECES DE MACROPHYTES OBSERVEES SUR LES STATIONS INVENTORIEES 70
FIGURE 37. FREQUENCE D'OBSERVATION (EN PLONGEE SOUS-MARINE) DES INVERTEBRES DE GRANDE TAILLE VIVANT A LA SURFACE DU SUBSTRAT. 70
FIGURE 38 : MISE EN CULTURE ET ISOLEMENT DE SOUCHES MICROALGALES. 75
FIGURE 39. ESPECES MICROALGALES ISOLEES A PARTIR DES ECHANTILLONS D'EAU PRELEVES EN BAIE KWE (*NITZSCHIA SP.* ET *CHAETOCEROS SP*) ET MONT DORE (*TETRASELMIS SP. ET ISOCHRYSIS SP.*). 75
FIGURE 40. SCHEMA DU PRINCIPE D'UN TEST DE TOXICITE EMBRYO-LARVAIRE. 76
FIGURE 41. GRADUATION DES MALFORMATIONS EMBRYO-LARVAIRES EN FONCTION DE LA CONCENTRATION EN METAUX (GRADIENT DE TOXICITE) CHEZ LES BIVALVES (EN HAUT) ET LES OURSINS (EN BAS). 80
FIGURE 42. MODELISATION STATISTIQUE (REGRESSION NON LINAIRE) PERMETTANT LE CALCUL DES VALEURS-SEUILS DE TOXICITE (CE_{10}, CE_{15} ET CE_{50}) A PARTIR DES COMPTAGES DES ANOMALIES EMBRYO-LARVAIRES. 81
FIGURE 43. COMPARAISON DES RESULTATS DE TOXICITE DU MELANGE PLURIMETALLIQUE CHEZ LES EMBRYONS ET LARVES DU BENITIER *TRIDACNA MAXIMA*. 83

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : PARAMETRES DESCRIPTIFS DES 4 DIFFERENTS SCENARII QUI PEUVENT AFFECTER LA COMPOSITION DES EFFLUENTS REJETES EN MER (DONNEES FOURNIES PAR GORO-NI, JANVIER 2007). L'EFFLUENT DE SYNTHESE POSSEDE UNE COMPOSITION MOYENNE QUI INTEGRE LES 4 CAS DE FIGURE ; LE SCENARIO 3, ETANT LE PLUS PENALISANT EN RAISON DE L'ARRET PROGRAMME D'UN FOUR A CHAUX POUR DES RAISONS DE MAINTENANCE PENDANT 6 SEMAINES TOUS LES 3 ANS.....19

TABLEAU 2 : COMPOSITION DES EFFLUENTS (SCENARIO 3) RETENUE POUR L'ETUDE LA REACTIVITE GEOCHIMIQUE DES EFFLUENTS AVEC LE MILIEU LAGONAIRE. 20

TABLEAU 3 : COMPOSITION CHIMIQUE THEORIQUE DE LA FRACTION DISSOUTE DE L'EFFLUENT DE SYNTHESE (DONNEES INCO MISSISSAUGA, CANADA) ; CONCENTRATIONS INTRODUITES POUR LA SYNTHESE DE L'EFFLUENT DE LABORATOIRE ET CONCENTRATIONS OBTENUES A PH8. 22

TABLEAU 4 : COMPOSITION MINERALOGIQUE SIMPLIFIEE DES MES COLLECTEES DANS LE CANAL DE LA HAVANNAH. 29

TABLEAU 5 : VALEURS DES K_D DE REFERENCE (ML/G DE MES) MESUREES EXPERIMENTALEMENT.....37

TABLEAU 6 : VALEURS DES CONSTANTES DE DISTRIBUTION (KD) DES METAUX ENTRE LES PHASES DISSOUTES ET PARTICULAIRES SORBEE SUR LES MATIERES EN SUSPENSION DU CANAL DE LA HAVANNAH ET DE LA BAIE KWE. CONCENTRATION MASSIQUES DES PRINCIPAUX METAUX (CO, CR, MN, NI ET ZN) EXPRIMEES EN µG/G DE PARTICULES SEDIMENTEES. 46

TABLEAU 7 : VALEURS MAXIMALES DES CONCENTRATIONS SURFACIQUES ANNUELLES (µG/M²/AN) POUR CHACUN DES 5 METAUX. CALCULS ESTIMATIFS EFFECTUES A PARTIR DES VALEURS DE DEPOT MAXIMAL DES PARTICULES DE DIAMETRE INFERIEUR A 7 µM DANS LE CANAL DE LA HAVANNAH. 46

TABLEAU 8 : VALEURS MINIMALES DES FACTEURS DE DILUTION (TX) ISSUES DE LA SIMULATION ET DE LA MESURE PAR FLUORIMETRIE POUR LES DIFFERENTS TRAÇAGES EFFECTUES PAR MAREE DE « *MORTE-EAU* ». VALEURS EN FONCTION DE LA DISTANCE A L'EMISSAIRE ENTRE 30 ET 2000 M. 54

TABLEAU 9 : VALEURS MINIMALES DES FACTEURS DE DILUTION (TX) ISSUES DE LA SIMULATION ET DE LA MESURE PAR FLUORIMETRIE POUR LES DIFFERENTS TRAÇAGES EFFECTUES PAR MAREE DE VIVE-EAU. VALEURS EN FONCTION DE LA DISTANCE A L'EMISSAIRE ENTRE 30 ET 2000 M. 55

TABLEAU 10 : DILUTION MINIMALE ET EN MOYENNE A 20 M DU DIFFUSEUR POUR LES SCENARIOS 1 ET 3 ET LES DIFFERENTES VITESSES DE COURANT. 56

TABLEAU 11 : VALEURS DES TAUX DE DILUTION MINIMUM ET MOYEN EN FONCTION DE LA DISTANCE POUR DES VITESSES DE COURANTS LES PLUS PROBABLES, RESPECTIVEMENT : 0,15 M/S ET 0.25 M/S.....58

TABLEAU 12 : NIVEAUX D'EXPRESSION DES GENES (FACTEURS D'INDUCTION OU DE REPRESSION PAR RAPPORT AUX TEMOINS) ETUDIES DANS LE CERVEAU, LES BRANCHIES ET LE FOIE DU POISSON *AROTHRON NIGROPUNCTATUS* (N=5) EXPOSE PENDANT 28 J A UNE CONCENTRATION DE 100 µG/L DE MANGANESE DISSOUS (MASSABUAU ET AL., 2007). LES NIVEAUX D'EXPRESSION ONT ETE NORMALISES PAR RAPPORT A L'ACTINE. LES FACTEURS INDIQUES EN BLEU SONT SIGNIFICATIVEMENT DIFFERENTS DES TEMOINS (TEST U DE MANN-WHITNEY AVEC P<0,05) ; DANS LES BRANCHIES EN REVANCHE, LE TAUX D'EXPRESSION DES GENES *CAT* ET *TFR* EST SIGNIFICATIVEMENT INFERIEUR CHEZ LES POISSONS CONTAMINES. CES RESULTATS TRADUISENT L'EXISTENCE D'UNE TOXICITE CELLULAIRE INDUITE PAR LE MANGANESE DISSOUS INCORPORE (). 62

TABLEAU 13: NIVEAUX D'EXPRESSION DES GENES (FACTEURS D'INDUCTION OU DE REPRESSION PAR RAPPORT AUX TEMOINS) ETUDIES DANS LES BRANCHIES ET LE FOIE DU POISSON *AROTHRON NIGROPUNCTATUS* (N=5) EXPOSES PENDANT 5 J A UNE CONTAMINATION TROPHIQUE (SOIT UN APPORT QUOTIDIEN DE 42 µG DE MANGANESE) (MASSABUAU ET AL., 2007). LES NIVEAUX D'EXPRESSION ONT ETE NORMALISES PAR RAPPORT A L'ACTINE. LES FACTEURS INDIQUES EN GRAS SONT SIGNIFICATIVEMENT DIFFERENTS DES TEMOINS (TEST U DE MANN-WHITNEY AVEC P<0,05). 63

TABLEAU 14 : EVALUATION DES RISQUES D'ECOTOXICITE DES METAUX CONTENUS DANS L'EFFLUENT POUR LE MILIEU MARIN, BASEE SUR LA PRISE EN COMPTE DES CONCENTRATIONS « PROBABLES » DANS L'EFFLUENT FOURNIES PAR L'INDUSTRIEL ET DES CRITERES AUSTRALIENS ET NEO-ZELANDAIS DE QUALITE DES EAUX MARINES. 66

TABLEAU 15. COMPOSITION EN METAUX DE LA SOLUTION PLURI-METALLIQUE TESTEE. 78

TABLEAU 16. EFFET DU MELANGE DES SIX METAUX ET DE SES DIFFERENTES DILUTIONS SUR LE TAUX DE CROISSANCE DE LA POPULATION D'*ISOCHRYSIS* SP. LORS D'UNE EXPOSITION DE 72 H. LE « % TEMOIN » CORRESPOND A LA VARIATION NATURELLE DES ECHANTILLONS NON DOPES. 79

TABLEAU 17. EFFET DU MELANGE DES SIX METAUX ET DE SES DIFFERENTES DILUTIONS SUR LE TAUX DE CROISSANCE DE LA POPULATION DE *NITZSCHIA CLOSTERIUM* LORS D'UNE EXPOSITION DE 72 H. LE « % TEMOIN » CORRESPOND A LA VARIATION NATURELLE DES ECHANTILLONS NON DOPES. 79

TABLEAU 18. CLASSES DE TOXICITE BASEES SUR LES VARIABLES ECOTOXICOLOGIQUES SEUILS. 81

TABLEAU 19. SYNOPTIQUE DES RESULTATS DES TESTS DE TOXICITE EMBRYO-LARVAIRE CHEZ LES QUATRE ESPECES D'INVERTEBRES BENTHIQUES SELECTIONNES. 81
TABLEAU 20. RECAPITULATIF DES PLUS FAIBLES CONCENTRATIONS-SEUIL MESUREES (TOUTES ESPECES CONFONDUES) ET DU RISQUE TOXIQUE DE CHAQUE METAL DANS L'EFFLUENT BRUT NON DILUE (QUAND LES VALEURS DE CE15/CE50 SONT INFERIEURES A LA CONCENTRATION DE L'ELEMENT DANS L'EFFLUENT, UN RISQUE TOXIQUE APPARAIT). 82