

Université du Québec
INRS Eau Terre Environnement

GÉOCHIMIE DES TERRES RARES DANS LES SÉDIMENTS D'UN LAC DU BOUCLIER CANADIEN

Par
Jade Bergeron

Mémoire présenté pour l'obtention
du grade de Maîtrise ès sciences (M.Sc.)
en sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examineur externe	Prof. Dominic Larivière Université Laval
Examineur interne	Prof. Claude Fortin INRS-ETE
Directeur de recherche	Prof. Charles Gobeil INRS-ETE
Co-directeur de recherche	Prof. André Tessier INRS-ETE

Mars 2014

© Droits réservés de Jade Bergeron, 2014

REMERCIEMENTS

J'ai énormément apprécié étudier sous la supervision de Charles Gobeil. Je le remercie pour son mentorat et sa patience tout au long de ma maîtrise. Sa grande disponibilité et ses qualités de pédagogue ont grandement contribué à mon amélioration en tant que jeune scientifique. Grâce à lui, j'ai acquis des bases solides quant à la rigueur nécessaire à la rédaction scientifique et je l'en remercie sincèrement.

L'atteinte des objectifs de mon projet est également due à la contribution de mon co-directeur André Tessier. Ses nombreuses années d'expérience m'ont aiguillé quand il le fallait et il a toujours su répondre à mes questions.

J'aimerais également remercier le personnel professionnel et technique de l'INRS-ETE : Anissa Bensadoune (analyse des anions et des cations et formation sur l'ICP-MS), Jean-François Dutil (analyses COD et azote total et échantillonnage), Sébastien Duval (analyses CID et CH₄), Lise Rancourt (échantillonnage et modélisation thermodynamique), Sandra Jobidon (analyses des sulfures et minéralisations), René Rodrigue (échantillonnage) et Philippe Girard (échantillonnage).

Je remercie aussi les étudiants du groupe de biogéochimie, ainsi que les stagiaires Antony Laberge et Cindy Beaulieu, qui effectuèrent de nombreuses analyses pour moi. Je salue mes collègues de travail Roger Levasseur, Diego Campisi et Claire Laperruque avec qui j'ai passé de bons moments tout au long de ma maîtrise.

J'aimerais remercier mes parents, mon frère et ma sœur ainsi que mes amies pour m'avoir supporté et encouragé au cours de tout mon cheminement scolaire.

Enfin, j'aimerais remercier mon copain Antoine, qui m'a motivée et soutenue tout au long de mes études supérieures en plus de m'aider à pratiquer mes présentations orales.

RÉSUMÉ

Les profils du pH et des concentrations en terres rares (Y, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb et Lu), Fe, Mn, Al, sulfate, sulfure, C organique et ions majeurs ont été déterminés, en juillet et en octobre 2011, dans les eaux interstitielles des sédiments d'un bassin de 22 m de profondeur sporadiquement anoxique (bassin B) d'un lac du Bouclier canadien et, en juillet 2012, dans celles des sédiments d'un bassin de 15 m de profondeur oxygéné en permanence (bassin A) du même lac. Les distributions verticales des teneurs en terres rares ont également été déterminées dans des carottes de sédiments prélevées aux mêmes sites, lesquelles avaient antérieurement été datées (^{210}Pb , ^{137}Cs) et analysées pour d'autres éléments.

La modélisation thermodynamique des résultats suggère que les terres rares en phase aqueuse sont majoritairement complexées avec des acides fulviques dans les deux bassins. La modélisation du transport réactif des terres rares dans les eaux interstitielles avec une équation unidimensionnelle de conservation de masse permet d'autre part de définir des zones de fixation en phase solide et de solubilisation de terres rares dans la colonne de sédiments et de quantifier les taux nets des réactions. Au bassin B en juillet 2011, les terres rares étaient remobilisées dans les eaux interstitielles entre l'interface eau-sédiment et 5 cm de profondeur et diffusaient dans la colonne d'eau. La réaction de remobilisation la plus probable apparaît être l'oxydation au voisinage de l'interface eau-sédiment de la matière organique particulaire produite dans la colonne d'eau lors de la photosynthèse et à laquelle les terres rares s'associent. Par contre, au bassin B en octobre 2011 et au bassin A en juillet 2012, les terres rares diffusaient de la colonne d'eau vers le sédiment où elles étaient fixées en phase solide entre l'interface eau-sédiment et 10 cm de profondeur par un mécanisme qui n'a pas pu être clairement identifié. La séquestration des terres rares en phase solide lors de la précipitation d'hydroxyde d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$) dans les sédiments serait toutefois une hypothèse à explorer.

Bien que cette étude montre clairement que les terres rares participent à des réactions lors de la diagenèse précoce des sédiments, les vitesses nettes des réactions estimées par la modélisation cinétique des résultats obtenus pour les eaux porales sont trop faibles pour entraîner une redistribution post-dépôt significative des éléments dans la colonne de sédiments et influencer ainsi les enregistrements sédimentaires. Il en découle que l'histoire chronologique du dépôt des terres rares dans les sédiments des bassins A et B du lac Tantaré a pu être

reconstituée à partir de ces enregistrements. Celle-ci révèle que les terres rares se sont déposées aux bassins A et B à un taux plus élevé au cours du 20^e siècle qu'au cours des deux siècles précédents, probablement en raison d'une retombée atmosphérique accrue de terres rares due à l'activité humaine et d'une lixiviation plus intense des terres rares du socle du Bouclier canadien résultant de l'acidification de ses eaux de surface.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ	V
LISTE DES FIGURES	IX
LISTE DES TABLEAUX	XII
1. INTRODUCTION	1
1.1 Demande mondiale pour les TR et risques liés à leur exploitation	2
1.2 Géochimie environnementale des TR.....	4
1.3 Objectifs.....	8
2 MÉTHODOLOGIE	9
2.1 Sites d'étude.....	9
2.1 Prélèvements des échantillons	11
2.1.2 Phase solide.....	12
2.2 Analyse	13
2.2.1 TR et autres solutés dans les eaux interstitielles.....	13
2.2.2 TR dans la phase solide.....	14
3 RÉSULTATS	19
3.1 Distribution verticale des TR dans les eaux interstitielles	19
3.1.1 Bassin A du lac Tantaré	19
3.1.1 Bassin B du lac Tantaré	20
3.2 Distribution verticale des TR dans les sédiments.....	26
3.3 Normalisation des teneurs des TR dans les sédiments	30
3.4 Normalisation des concentrations des TR dans les eaux interstitielles.....	33
3.5 Prédiction thermodynamique de la spéciation des TR.....	35

4	DISCUSSION	39
4.1	Modélisation des profils des TR dans les eaux interstitielles.....	39
4.2	Réactions impliquant les TR dans les sédiments	45
4.2.1	État de saturation des eaux interstitielles par rapport des solides de TR	45
4.2.2	Association des TR avec les oxyhydroxydes de Fe	48
4.2.3	Fixation des TR en phase solide consécutive à la formation de $Al(OH)_3$	48
4.2.4	Solubilisation des TR suite à la dégradation de la MO	49
4.2.5	Influence du pH sur les concentrations des TR en phase aqueuse	51
4.3	Empreinte de la diagénèse sur les enregistrements sédimentaires des TR	52
4.4	Flux des TR.....	53
4.5	Reconstitution des variations chronologiques du dépôt des TR.....	56
5	CONCLUSION	61
	BIBLIOGRAPHIE	63
	ANNEXES	75

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.1 :** Abondance relative des TR dans le shale de référence PAAS présentée en échelle logarithmique. Les données sont également rapportées au tableau 3.2 du chapitre décrivant les résultats (Tang et al., 2010).....2
- Figure 2.1 :** Localisation des bassins A et B du lac Tantaré, lesquels sont respectivement oxygéné en permanence et périodiquement anoxique (carte modifiée à partir de celles présentées par Couture et al. (2008) et Feyte et al. (2012)).....11
- Figure 3.1 :** a) Profils verticaux des TR dans les eaux interstitielles des sédiments du bassin A du lac Tantaré en juillet 2012. b) Profils verticaux des éléments Al, Fe et Mn, du pH et du COD dans les eaux interstitielles des sédiments du même bassin à la même période. Il est à noter que le pH et le COD ont été mesurés sur des échantillons provenant de *peepers* différents de ceux d'où provenaient les échantillons analysés pour les TR, l'Al, le Fe et le Mn.....22
- Figure 3.2 :** a) Profils verticaux des TR dans les eaux interstitielles des sédiments du bassin B du lac Tantaré en juillet 2011. b) Profils verticaux des éléments Al, Fe et Mn, du pH et du COD dans les eaux interstitielles des sédiments du même bassin à la même période. Il est à noter que le pH et le COD ont été mesurés sur des échantillons provenant de *peepers* différents de ceux d'où provenaient les échantillons analysés pour les TR, l'Al, le Fe et le Mn.....23
- Figure 3.3 :** a) Profils verticaux des TR dans les eaux interstitielles des sédiments du bassin B du lac Tantaré au mois d'octobre 2011. b) Profils verticaux des éléments Al, Fe et Mn, du pH et du COD dans les eaux interstitielles du même bassin à la même période. Il est à noter que le pH et le COD ont été mesurés sur des échantillons provenant de *peepers* différents de ceux d'où provenaient les échantillons analysés pour les TR, l'Al, le Fe et le Mn.....24
- Figure 3.4 :** a) Profils verticaux des TR dans les sédiments du bassin A du lac Tantaré. b) Profils verticaux de l'Al, du Fe, du S total (S_{TOT}) et du C_{ORG} dans les sédiments du même bassin. Le trait pointillé représente l'horizon 1850 tel que déterminé par datation au ^{210}Pb27
- Figure 3.5 :** a) Profils verticaux des TR dans les sédiments du bassin B du lac Tantaré. b) Profils verticaux de l'Al, du Fe, du S total (S_{TOT}) et du C_{ORG} dans les sédiments du même bassin. Le trait pointillé représente l'horizon 1850 tel que déterminé par datation au ^{210}Pb28

Figure 3.6 : Spectres des teneurs des TR normalisées aux valeurs du shale PAAS dans des échantillons de sédiments choisis entre l'interface eau-sédiment et 30 cm de profondeur aux bassins A et B du lac Tantaré. LTR, MTR et HTR signifient respectivement les TR de faibles, moyennes et hautes masses atomiques. 31

Figure 3.7 : Spectres des concentrations des TR dans les eaux interstitielles et les eaux sus-jacentes aux sédiments (TR_{EP}) normalisées aux teneurs moyennes des TR dans les sédiments (TR_{SED}) du bassin A et du bassin B. 33

Figure 3.8 : Spéciation des TR en phase aqueuse aux bassins A et B du lac Tantaré calculée à l'aide du modèle de spéciation WHAM7. Chaque point représente la moyenne de l'abondance de chaque espèce à toutes les profondeurs, incluant celles au-dessus des sédiments..... 35

Figure 4.1 : Variations en fonctions de la profondeur du taux net des réactions des TR (R_{net}^{TR}) dans les eaux interstitielles au bassin A du lac Tantaré en juillet 2012. Les points, les lignes courbes et les traits rectilignes verticaux représentent respectivement les concentrations moyennes mesurées, les profils simulés et le taux net des réactions..... 39

Figure 4.2 : Variations en fonctions de la profondeur du taux net des réactions des TR (R_{net}^{TR}) dans les eaux interstitielles au bassin B du lac Tantaré en juillet 2011. Les points, les lignes courbes et les traits rectilignes verticaux représentent respectivement les concentrations moyennes mesurées, les profils simulés et le taux net des réactions..... 40

Figure 4.3 : Variations en fonction de la profondeur du taux net des réactions des TR (R_{net}^{TR}) dans les eaux interstitielles au bassin B du lac Tantaré en octobre 2011. Les points, les lignes courbes et les traits rectilignes verticaux représentent respectivement les concentrations moyennes mesurées, les profils simulés et le taux net des réactions..... 41

Figure 4.4 : Variations en fonctions de la profondeur de l'indice de saturation des eaux interstitielles du bassin A en juillet 2012 et du bassin B en juillet et en octobre 2011. Les trois courbes représentent l'indice de saturation calculé avec chacune des valeurs de log K fournies par Stumm et Morgan (1996)..... 46

Figure 4.5 : Spectres caractéristiques selon Haley et al. (2004) et Kim et al. (2012) de l'abondance normalisée des TR remobilisées dans les eaux interstitielles lorsque le processus de remobilisation résulte (a) de l'oxydation de la matière organique et (b) de la réduction des oxyhydroxydes de Fe..... 48

Figure 4.6 : Flux des TR dans les sédiments des bassins A et B du lac Tantaré.....56

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Coordonnées géographiques et autres informations sur le lac Tantaré. Les données concernant le taux d'accumulation des sédiments sont tirées de Gobeil et al. (2013).....	10
Tableau 2.2 : Précisions et exactitudes des mesures des TR dans les sédiments de référence LKSD-2 et LKSD-4 minéralisés avec acides et par fusion alcaline.....	16
Tableau 2.3: Précisions et exactitudes des mesures des TR dans le sédiment de référence « Buffalo River » minéralisé avec acides (n=3).....	17
Tableau 3.1 : Concentrations moyennes en TR dans les eaux interstitielles et les eaux sus-jacentes aux sédiments au bassin A du lac Tantaré en juillet 2012 ($[]_{A-j}$) et au bassin B du même lac en juillet 2011 ($[]_{B-j}$) et en octobre 2011 ($[]_{B-o}$).....	20
Tableau 3.2 : Concentrations moyennes en TR dans les eaux interstitielles entre 4 et 10 cm de profondeur au bassin B en juillet ($[]_{B-j}$) et en octobre ($[]_{B-o}$) 2011.....	21
Tableau 3.3 : Teneurs moyennes (n=45) des TR dans les sédiments des carottes des bassins A et B du lac Tantaré.....	26
Tableau 3.4 : Teneurs des TR dans le shale australien post-archéen de référence PAAS telles que rapportées par Tang et al. (2010).....	30
Tableau 4.1 : Logarithme des constantes des réactions de dissolution des carbonates de TR.....	44
Tableau 4.2 : Logarithme des constantes des réactions de dissolution des hydroxydes de TR.....	45
Tableau 4.3 : Flux des TR à l'interface eau--sédiment au bassin A du lac Tantaré en juillet 2012.....	51
Tableau 4.4 : Flux des TR à l'interface eau--sédiment au bassin B du lac Tantaré en juillet 2011.....	52

Tableau 4.5 : Flux des TR à l'interface eau-sédiment au bassin B du lac Tantaré en octobre 2011.....53

1. INTRODUCTION

Les terres rares (TR) sont un groupe de 17 éléments comprenant le scandium (Sc), l'yttrium (Y) et les éléments de la série des lanthanides, soit le lanthane (La), le cérium (Ce), le praséodyme (Pr), le néodyme (Nd), le prométhium (Pm), le samarium (Sm), l'euporium (Eu), le gadolinium (Gd), le terbium (Tb), le dysprosium (Dy), l'holmium (Ho), l'erbium (Er), le thulium (Tm), l'ytterbium (Yb) et le lutécium (Lu). Contrairement à ce que leur appellation suggère, ces éléments ne sont pas particulièrement « rares »; par exemple, le Ce et l'Y sont respectivement les 25^{ème} et 30^{ème} éléments les plus abondants de la croûte terrestre, soit loin devant, entre autres, les métaux précieux Au, Ag et Pt (Schijf, 1992; Rudnick et Gao, 2003). L'appellation « terres rares » origine plutôt du fait que ces éléments sont dispersés dans l'écorce terrestre, ce qui rend leur extraction complexe. Contrairement aux métaux chalcophiles (p. ex. Zn, Pb, Cu), ils ne sont pas concentrés en gisements facilement exploitables. Ainsi, même si plus de 270 minéraux sont reconnus à ce jour pour contenir une TR essentielle dans leur structure cristalline, seul un petit nombre de ces minéraux (p. ex. bastnäsite, monazite, argiles d'Al, xénotime, loparite et parisite) sont susceptibles d'être exploités commercialement (Chakhmouradian et Wall, 2012).

Les TR forment le plus grand groupe d'éléments ayant un comportement chimique cohérent (Chakhmouradian et Wall, 2012). Cette particularité résulte de leur configuration électronique. Tout au long de la série des lanthanides, soit du La (numéro atomique 57) au Lu (numéro atomique 71), les électrons sont ajoutés à la couche électronique interne 4f plutôt qu'à une couche externe. Les électrons 4f sont ainsi protégés par les électrons se trouvant dans les couches externes 5s et 5p et, par conséquent, ne participent pas aux liaisons chimiques. À cause de ce blindage, le rayon ionique des TR diminue progressivement avec l'augmentation du numéro atomique, un effet connu sous le nom de « contraction des lanthanides » (Schijf, 1992).

La distribution des TR dans la croûte terrestre suit une tendance selon laquelle les éléments de numéro atomique pair sont plus abondants que leurs voisins de numéro atomique impair. Ce patron en « dents de scie » (voir figure 1.1) porte le nom de règle d'Oddo-Harkins et s'explique par la stabilité accrue des éléments lorsque leur noyau contient des nucléons appariés (Schijf, 1992; Nikanorov, 2009). Il est à noter que pour faciliter l'interprétation des résultats dans les études comparant les TR entre elles, les géochimistes normalisent fréquemment les teneurs mesurées à celles d'un shale de référence (Goldberg et al., 1963; Schijf, 1992; Sholkovitz et al.,

1994; McLennan, 1994; Haley et al., 2004). Dans ce mémoire, les valeurs des teneurs des TR fournies par Taylor et McLennan (1985) et rapportées par Tang et al. (2010) pour le shale post-archéen australien PAAS seront celles que nous utiliserons comme valeurs de référence. Il est à noter que, puisque le Pm est un produit de fission de ^{238}U et de désintégration α de ^{151}Eu ne possédant aucun isotope stable, son abondance relative n'est pas présentée à la figure 1.1.

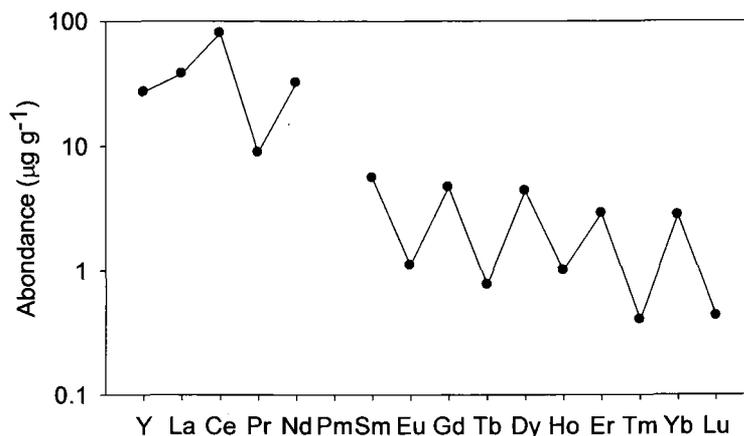


Figure 1.1 : Abondance relative des TR dans le shale de référence PAAS présentée en échelle logarithmique. Les données sont également rapportées au tableau 3.2 du chapitre décrivant les résultats (Tang et al., 2010).

1.1 Demande mondiale pour les TR et risques liés à leur exploitation

Les propriétés chimiques, magnétiques, électriques, optiques et catalytiques uniques des TR en font des éléments recherchés dans l'industrie des hautes technologies. Ces éléments sont utilisés dans divers procédés et pour la fabrication de nombreux matériaux et nanomatériaux (Hatch, 2012). Par exemple, le La et le Ce sont employés comme catalyseurs dans l'industrie du raffinage des hydrocarbures. Le Nd, le Pr, le Sm et le Dy sont incorporés dans des alliages magnétiques afin de créer des « aimants permanents » pour les éoliennes à entraînement direct; la production d'un mégawatt d'énergie éolienne nécessite notamment jusqu'à 150-200 kg de Nd et 20-30 kg de Dy. Il est intéressant de mentionner que, grâce à leur puissance et à leur résistance à la démagnétisation, les matériaux magnétiques à base de TR ont permis la miniaturisation de moteurs, des disques durs des ordinateurs et d'autres biens nécessitant des

aimants permanents. On peut aussi souligner que les éléments Eu, Tb et Y entrent dans la composition de matériaux luminescents présents dans les lampes fluorescentes compactes éco-énergétiques.

Ainsi, depuis quelques années, la demande mondiale pour les oxydes de TR s'est considérablement accrue pour atteindre 105 kt en 2011 (Kingsnorth, 2012) et c'est la Chine qui répond aujourd'hui à environ 95% des besoins en TR à l'échelle internationale (Hatch, 2012). Les pays occidentaux cherchent donc depuis quelques années à réduire leur dépendance vis-à-vis cette source presque unique d'approvisionnement. De nombreux travaux d'exploration sont entre autres en cours en Amérique du Nord, dont ceux de la rivière Kwyjibo, du lac Strange et de la fosse du Labrador (projet Eldor) dans la province de Québec (Mariano et Mariano, 2012).

Avec l'augmentation de l'extraction des TR et de la production de biens manufacturés en contenant peuvent surgir des problèmes de contamination environnementale. De tels problèmes risquent aussi d'émerger dans les régions où des mines sont en exploitation. En effet, du fait qu'ils peuvent contenir des TR en quantités importantes, les drainages miniers acides représentent aussi un risque environnemental. Zhao et al. (2007) ont notamment trouvé que les concentrations totales en TR dans des échantillons de drainages acides de la mine de charbon chinoise Sitai étaient de 2 à 3 ordres de grandeur supérieures à celles auxquelles on peut s'attendre dans les eaux naturelles (Johannesson et Lyons, 1995).

La combustion de carburants fossiles peut également représenter une source de TR, surtout dans les villes de pays moins développés où le charbon constitue la principale source d'énergie. Par exemple, les concentrations en TR dans l'atmosphère de la ville de Beijing sont de 10 à 40 fois plus élevées que celles de grandes villes européennes (Yang et al., 1993).

Les raffineries de pétrole et les incinérateurs de déchets sont aussi des émetteurs potentiels de particules enrichies en TR. Les résultats d'une étude canadienne récente sur les concentrations et l'origine des lanthanides dans les particules atmosphériques ont notamment révélé que les industries de raffinage du pétrole sont une source d'émissions de TR qui sont aéroportées dans l'atmosphère sur de longues distances (Celo et al., 2012). Les mêmes auteurs mentionnent en outre que des TR peuvent aussi être émises dans l'atmosphère par certaines industries manufacturières et en raison de la combustion de carburants fossiles pour le transport.

Jusqu'à maintenant, les études sur la bioaccumulation et la toxicité des TR sont en nombre très limité. Gabriel et Patten (1995) ont proposé que les feuilles d'acacia pouvaient être utilisées

pour révéler le niveau de contamination environnementale par les TR en milieu urbain. Selon d'autres études, une exposition aux TR en milieu de travail pourrait aussi avoir des effets nuisibles sur la santé humaine (Sabbioni et al., 1982; Ding et Ma, 1984, Rim et al., 2013).

1.2 Géochimie environnementale des TR

À l'exception du Ce et de l'Eu, les TR n'ont qu'un seul nombre d'oxydation en milieu naturel, en l'occurrence +III. En plus d'exister dans cet état d'oxydation, le Ce et l'Eu existent aussi respectivement dans les états d'oxydation +IV et +II. Les mécanismes d'oxydation et de réduction d'un état à un autre sont cependant mal connus. Par exemple, selon Moffett (1990, 1994), l'oxydation du Ce(III) peut se faire par voie bactérienne. Selon d'autres auteurs, elle pourrait aussi se produire de manière abiotique en présence d'oxyhydroxydes de Fe et de Mn (Koeppenkastrop et De Carlo, 1992; De Carlo et al., 1998; Bau, 1999; Ohta et Kawabe, 2001). L'oxydation du Ce(III)_(aq) en Ce(IV)O_{2(s)} serait par ailleurs la cause d'une anomalie négative dans l'abondance du Ce en phase aqueuse par rapport à son abondance attendue d'après celles de ses voisins strictement trivalents. Également qualifiée de fractionnement négatif (De Baar et al., 1988; Braun et al., 1990; Smedley, 1991; Pourret et al., 2008), cette anomalie a été fréquemment observée en milieu marin (p. ex. Elderfield et Greaves, 1982; De Baar et al., 1985; Elderfield, 1988; German et al., 1991; German et al., 1995) et en milieu d'eau douce (p. ex. Smedley, 1991; Braun et al., 1998; Dia et al., 2000; Leybourne et al., 2000). De même, un milieu causant la réduction dissolutive du Ce(IV)O_{2(s)} en Ce(III)_(aq) serait la cause d'une anomalie positive du Ce en phase aqueuse. Ainsi, le Ce fournirait des indications sur l'état rédox du milieu (Schijf, 1992; Ingri et al., 2000; Haley et al., 2004; Kim et al., 2012).

Dans les décennies 1980 et 1990, des chercheurs ont étudié le comportement géochimique des TR dans divers environnements. Par exemple, Johannesson et al. (1996b) ont prédit par calculs thermodynamiques que les ions libres TR³⁺ et les complexes de TR avec les sulfates sont les principales espèces sous lesquelles se trouvent les TR dans les eaux naturelles acides. Ils ont en outre suggéré qu'à un pH près de la neutralité, les TR forment des complexes avec les carbonates et que ces complexes sont prédominants en condition alcaline, voire même les seules formes importantes de TR dissoutes (Johannesson et Lyons, 1994; Johannesson et al., 1994b, 1996a). Toutefois, il peut être souligné ici que les systèmes analysés dans ces travaux sont pauvres en matière organique et que, selon plusieurs auteurs, dans les eaux continentales riches en matière organique, les TR formeraient plutôt des complexes organiques (p. ex. Byrne

et Kim, 1990; Wood, 1993; McCarthy et al., 1998a, 1998b; Tanizaki et al., 1992; Viers et al., 1997; Dupré et al., 1999; Ingri et al., 2000).

À ce jour, seules quelques études furent publiées sur les TR dans les eaux interstitielles des sédiments et ces études furent toutes effectuées en milieu marin. Ainsi, Elderfield et Sholkovitz (1987) ont rapporté des données sur la distribution des TR dans les eaux interstitielles des sédiments de la baie de Buzzards sur la côte est américaine. Leurs travaux ont révélé des concentrations en TR qui étaient de 10 à 50 fois plus élevées dans les eaux interstitielles de la partie supérieure de leur carotte (0-30 cm) que dans la colonne d'eau. Elderfield et Sholkovitz (1987) ont proposé que les TR sont impliquées dans le cycle rédox du Fe et du Mn dans les sédiments et que ce cycle conduit à un enrichissement dans les eaux porales plus important pour le Ce et les TR de masses atomiques élevées (Ho, Er, Tm, Yb et Lu) que pour les autres TR. Sous la couche oxygénée des sédiments de surface, les TR associées aux oxyhydroxydes de Fe et de Mn seraient libérées dans les eaux interstitielles lorsque ces composés sont réduits, migreraient vers l'interface eau-sédiment où elles s'associeraient de nouveau aux oxyhydroxydes de Fe et de Mn, puis, subiraient éventuellement un autre cycle. Toutefois, selon les auteurs, seule une petite fraction des TR contenues dans les sédiments participeraient à ce recyclage diagénétique, car ils n'ont pas constaté d'enrichissement significatif en TR dans les sédiments de surface où les oxyhydroxydes de Fe et de Mn sont abondants.

Dans une recherche subséquente, Sholkovitz et al. (1989) ont rapporté d'autres données sur les TR dans les eaux interstitielles des sédiments de la baie de Buzzards. Les profils présentés des TR dans les eaux interstitielles révélaient cette fois que ces dernières sont enrichies en TR jusqu'à 45 cm de profondeur, confirmant leur implication dans des mécanismes de remobilisation. Par contre, les auteurs ont observé en plus une fixation en phase solide des TR dissoutes de faibles (La, Ce, Pr et Nd) et de moyennes (Sm, Eu, Gd, Tb et Dy) masses atomiques sous 45 cm de profondeur, pour laquelle ils n'ont toutefois pas suggéré d'explication. Cette fixation préférentielle des TR de faibles et de moyennes masses atomiques entraîne un enrichissement en TR dissoutes de hautes masses atomiques sur cet intervalle de profondeur. Sholkovitz et al. (1989) ont en outre mis en évidence que l'abondance relative des TR dans les eaux interstitielles normalisée par rapport à un shale de référence diffère de celles des TR dans la colonne d'eau à leur site d'étude. Enfin, les auteurs ont aussi suggéré que des phases minérales sensibles aux variations rédox autres que les oxyhydroxydes de Fe et de Mn, comme des minéraux phosphatés (e.g. apatite et monazite), pourraient être impliquées dans le cycle diagénétique des TR dans les sédiments.

Dans une autre recherche, Sholkovitz et al. (1992) ont effectué un suivi au cours d'un cycle annuel des concentrations des TR dans les eaux interstitielles des sédiments et la colonne d'eau de la baie de Chesapeake. Ils ont rapporté que la distribution des TR varie dans le temps en réponse au développement de l'anoxie des eaux de fond de la baie au printemps et à leur ré-oxygénation à l'automne. Au printemps, le changement progressif d'un milieu oxygéné à un milieu suboxique, puis anoxique coïncide avec une augmentation des concentrations des TR au voisinage de l'interface eau-sédiment. Cette libération des TR s'effectue d'abord pour les TR de faibles masses atomiques (La, Ce, Pr et Nd), puis pour les TR de moyennes masses atomiques (Sm, Eu, Gd, Tb et Dy) et enfin pour celles de hautes masses atomiques (Ho, Er, Tm, Yb et Lu). Le Ce est quant à lui libéré de manière préférentielle par rapport à ses voisins La et Pr, qui n'ont qu'un seul nombre d'oxydation. Or, étant donné que les variations des concentrations en TR sont corrélées à celles du Fe, Sholkovitz et al. (1992) ont conclu une fois encore que les TR ont tendance à s'associer aux oxyhydroxydes de Fe et sont remises en solution lorsque ces composés sont utilisés comme accepteurs d'électrons dans le processus de dégradation anaérobie de la matière organique.

Dans une étude plus récente, Haley et al. (2004) ont examiné le comportement des TR dans les eaux interstitielles de sédiments marins prélevés au large des côtes de la Californie et du Pérou, lesquels sont plus ou moins enrichis en Fe dissous. Comme Elderfield et Sholkovitz (1987) et Sholkovitz et al. (1989, 1992), ils ont aussi suggéré que les oxydes de Fe sont un transporteur majeur de TR. Dans leurs carottes enrichies en Fe dissous, les concentrations des TR dans les eaux interstitielles étaient notamment de 2 à 5 fois plus élevées que dans celles contenant peu de Fe dissous. Contrairement à ce qui a été observé dans les travaux cités ci-avant, Haley et al. (2004) ont constaté une abondance normalisée plus élevée pour les TR de moyennes masses atomiques (Sm, Eu, Gd, Tb et Dy) que pour celles de masses plus ou moins élevées dans les eaux interstitielles des carottes enrichies en Fe dissous. Selon Haley et al. (2004), la remobilisation des TR dans leurs eaux interstitielles n'est pas uniquement reliée au cycle diagénétique des oxyhydroxydes de Fe. Ils ont en effet proposé que les TR s'associent à la matière organique particulaire dans la colonne d'eau et que lors de la dégradation de cette dernière dans les sédiments, des TR dissoutes sont libérées dans les eaux interstitielles. Haley et al. (2004) ont de plus normalisé les concentrations en TR dissoutes dans leurs carottes contenant peu de Fe dissous par rapport au shale de référence PAAS et le patron de l'abondance normalisée présentait un enrichissement en TR de hautes masses atomiques (Ho, Er, Tm, Yb et Lu). Selon Haley et al. (2004), ce type de patron illustre des TR libérées lors de la dégradation de la matière organique. Les auteurs en sont venus à cette conclusion, car la

distribution des TR dans la colonne d'eau à leur site d'étude était semblable à celle des éléments nutritifs, ce qui fut interprété comme une indication que les TR sont incorporées au plancton lors de la photosynthèse. Donc, selon ces auteurs, le type de patron de l'abondance normalisée des TR à un shale de référence fournirait des indications sur les processus contrôlant les concentrations des TR dans les eaux interstitielles.

Dans des études encore plus récentes, Kim et al. (2012) et Himmler et al. (2013) ont rapporté d'autres données pour les TR dans les eaux interstitielles et les sédiments marins. Dans des sédiments fortement réduits, en l'occurrence ceux de la faille de Cascadia au large de l'île de Vancouver, Kim et al. (2012) ont trouvé que les eaux interstitielles sont relativement enrichies en TR de masses atomiques élevées (Ho, Er, Tm, Yb et Lu) par rapport aux autres TR, ce qui avait été observé par Haley et al. (2004) dans leurs carottes contenant peu de Fe dissous. Par cette étude, Kim et al. (2012) confirment la conclusion de Haley et al. (2004), à savoir qu'un patron de l'abondance normalisée des TR par rapport à un shale de référence présentant un enrichissement en TR de hautes masses atomiques est caractéristique d'une mise en solution de ces TR suite à la dégradation de la matière organique. Ils ont en outre proposé que la concentration de la matière organique et son temps de résidence dans la portion de la colonne de sédiments où se produit la réduction du sulfate sont des facteurs qui influencent la remobilisation des TR en fonction de leur masse atomique. Himmler et al. (2013) ont par ailleurs documenté la distribution des TR dans les eaux interstitielles des sédiments de la crête Hydrate située dans le nord-est de l'océan Pacifique. Ces auteurs ont montré une augmentation des concentrations des TR dissoutes juste sous l'interface eau-sédiment qui résulterait apparemment d'une dégradation précoce de la matière organique. Himmler et al. (2013) ont également observé un patron d'enrichissement en TR de moyennes masses atomiques un peu plus en profondeur dans la zone de réduction du Fe. Ainsi, leurs résultats corroborent ceux d'Haley et al. (2004) et de Kim et al. (2012), soit que les TR sont remobilisées lors de la dégradation de la matière organique dans les sédiments et lors de la réduction dissolutive des oxyhydroxydes de Fe. Il en résulte des patrons d'abondance normalisée distincts pour chacun des mécanismes de remobilisation, comme ce qui avait été observé dans les travaux antérieurs.

Les études résumées ci-dessus montrent toutes que les TR sont impliquées dans des réactions de remobilisation et de fixation dans les sédiments. Même si certaines réactions faisant intervenir les TR dans les sédiments ont été proposées, on peut néanmoins affirmer que les études actuelles ne procurent pas une compréhension profonde de la géochimie des TR en milieu aquatique. Les études publiées à ce jour sur les sédiments et les eaux interstitielles des

sédiments sont entre autres très descriptives et les données présentées n'ont pas été modélisées selon les principes initialement enseignés par Berner (1971). Enfin, on peut aussi souligner que les échantillons d'eaux interstitielles dans les études citées ci-avant avaient été obtenus par centrifugation des sédiments et filtrés par la suite, soit par une méthode qui comporte des risques importants d'oxydation et de contamination des échantillons.

1.3 Objectifs

Compte tenu que les TR sont des éléments devenus essentiels à l'homme, qu'elles seront de plus en plus exploitées et redistribuées à la surface terrestre dans un avenir rapproché et qu'elles peuvent représenter un risque toxicologique, il convient d'approfondir les connaissances sur leur géochimie environnementale. De telles connaissances sont présentement des plus limitées et découlent essentiellement d'études en milieu marin. Dans ce travail, je me suis intéressée à la diagenèse précoce des TR dans les sédiments d'un lac typique du Bouclier canadien. À ma connaissance, il s'agit de la première étude qui présente et interprète des profils de TR dans les eaux interstitielles de sédiments lacustres. Ces sédiments diffèrent notamment des sédiments marins de par leur contenu élevé en carbone organique (~20-30%) et de par leur plus faible abondance en oxyhydroxydes de Fe et de Mn. Les objectifs spécifiques de mes recherches furent de :

1. Modéliser le transport réactif des TR dans les eaux interstitielles afin de déterminer les zones dans la colonne de sédiments où des TR dissoutes sont produites ou consommées et d'estimer les taux nets de réactions;
2. Quantifier la redistribution post-dépôt des TR dans la colonne de sédiments et reconstituer la chronologie de leur dépôt à l'interface eau-sédiment.

2 MÉTHODOLOGIE

2.1 Sites d'étude

Les échantillons analysés pour atteindre les objectifs énoncés précédemment furent prélevés au lac Tantaré. Petit lac de tête oligotrophe faisant partie d'une réserve écologique protégée de 1450 hectares, ce lac est situé sur le Bouclier canadien à environ 40 km de la ville de Québec (figure 2.1). Sous la responsabilité du gouvernement du Québec, la réserve écologique du lac Tantaré fut créée en 1978 pour la préservation de la nature et pour la recherche scientifique. Au cours des dernières années, plusieurs doctorants et étudiants à la maîtrise de l'INRS-ETE y ont poursuivi leurs recherches (p. ex. Alfaro-De la Torre et Tessier, 2002; Gallon et al., 2004; Laforte et al., 2005; Chappaz et al., 2008; Couture et al., 2008; Feyte et al., 2010). Le lac Tantaré constitue un site des plus intéressants pour mener des recherches sur la pollution atmosphérique, car son bassin versant n'a jamais été habité ni exploité par l'homme, ce qui assure l'origine atmosphérique des contaminants qu'on y retrouve dans les sédiments.

Le lac Tantaré est formé de quatre bassins séparés par des seuils peu profonds. La présente étude sur la géochimie des TR a été réalisée dans les deux bassins les plus à l'ouest. Les profondeurs maximales de ces bassins, identifiés ci-après bassin A et bassin B, atteignent respectivement 15 m et 22 m. Les coordonnées géographiques et des informations relatives à chacun des bassins sont données au tableau 2.1. Il est important de noter que les eaux profondes du bassin A restent oxygénées toute l'année alors que celles du bassin B connaissent des épisodes saisonniers d'anoxie (Couture et al., 2008), ce qui minimise les perturbations des enregistrements sédimentaires par la faune benthique. Les deux bassins présentent en outre des valeurs différentes de pH (tableau 2.1) et les sédiments de surface (0–2 cm) du bassin A contiennent des concentrations élevées d'oxyhydroxydes de Fe, ce qui n'est pas le cas des sédiments du bassin B (Couture et al., 2008). Un tel contraste était recherché dans cette étude, car il est susceptible de permettre une plus grande compréhension du comportement géochimique des éléments traces.

Des carottes de sédiments de six autres lacs, soit les lacs Vose, Despériers, Carré, Landry, Verreault et Holland, ont en outre été analysées dans le cadre de ce travail. Les résultats obtenus sont rapportés en annexe, mais ne seront pas interprétés ci-après. Les positions géographiques et des informations relatives à chacun des lacs sont données dans une étude récente (Gobeil et al., 2013). Les lacs Vose et Despériers sont situés en Abitibi à moins de 25

km de Rouyn-Noranda où se trouve une importante fonderie de cuivre en activité depuis 1927, laquelle fut reconnue pour être une source de plusieurs contaminants (p. ex. Gallon et al., 2006; Laforte et al., 2005; Chappaz et al., 2008). Les lacs Holland et Verreault se situent respectivement à 8 et 15 km de la ville minière de Murdochville (~3000 habitants) où se trouvait une fonderie qui fut active de 1951 à 2002, laquelle a également été identifiée comme une source locale de contaminants métalliques (p. ex. Chappaz et al., 2008; Couture et al., 2010; Gobeil et al., 2013). Les lacs Carré et Landry font partie de la réserve Duchénier et ne sont pas situés à proximité d'un grand centre urbain ou d'une source ponctuelle locale de contamination. Ces lacs se trouvent en fait à 250 km de la ville de Québec, à environ 750 km de la fonderie de Rouyn-Noranda et à 250 km de celle de Murdochville.

Lac	Localisation	Région géologique	Altitude (m)	Profondeur d'échantillonnage (m)	pH	Taux d'accumulation des sédiments ¹ (ω ; g cm ⁻² a ⁻¹)
Tantaré bassin A	47°04'12"N, 71°33'48"O	Bouclier canadien	450	15	5,5	2,6-8,1
Tantaré bassin B	47°04'15"N, 71°33'33"O	Bouclier canadien	450	22	6,8	3-11

Tableau 2.1 Coordonnées géographiques et autres informations sur le lac Tantaré. Les données concernant les taux d'accumulation des sédiments sont tirées de Tessier et al. (2013).

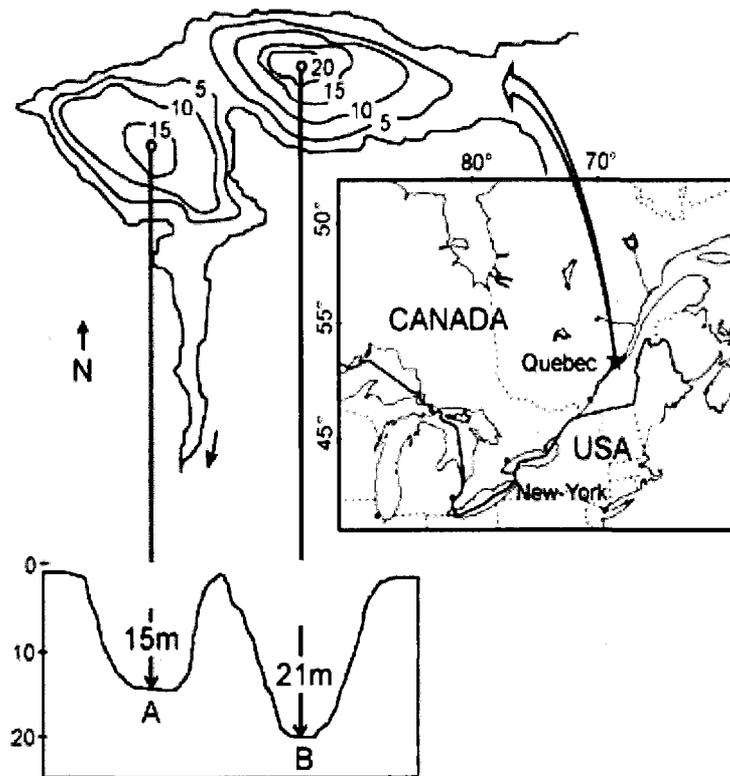


Figure 2.1. Localisation des bassins A et B du lac Tantaré, lesquels sont respectivement oxygéné en permanence et périodiquement anoxique (carte modifiée à partir de celles présentées par Couture et al. (2008) et Feyte et al. (2012)).

2.1 Prélèvements des échantillons

2.1.1 Eaux interstitielles

Des échantillons de l'eau interstitielle des sédiments et de l'eau sus-jacente aux sédiments ont été prélevés par dialyse *in situ* aux bassins A et B du lac Tantaré (Carignan et al., 1985). Les prélèvements ont été effectués avec des dispositifs (*peepers*) en plexiglas qui permettaient d'obtenir deux échantillons de 4 mL à tous les cm selon la profondeur. Des précautions ont été prises pour éviter une contamination des échantillons. Avant leur déploiement, les pièces en plexiglas des *peepers* ont été lavées à l'acide nitrique, puis abondamment rincées à l'eau déminéralisée de haute pureté. Des membranes dialysantes en polysulfonate (Gelman HT-200; porosité de 0,2 μm) ont été laissées à tremper dans de l'eau ultra-pure changée régulièrement

avant d'être fixées aux *peepers* de manière à recouvrir les cellules remplies d'eau. Une fois assemblés, les *peepers* ont été placés dans des caissons hermétiques où ils furent maintenus sous atmosphère d'azote pendant les 30 jours précédant leur déploiement sur le terrain et l'azote était renouvelé à tous les 2 jours. Ces précautions nous assurent que tout l'oxygène résiduel incorporé dans les pores du plexiglas est éliminé (Carignan et al., 1994). Les *peepers* ont été déployés par une équipe de plongeurs au point le plus profond de chacun des bassins étudiés et laissés en place pour une période de 21 jours. Après ce laps de temps, l'équilibre est atteint entre les eaux porales et l'eau contenue dans les cellules des *peepers* (Carignan et al., 1985). Ceux-ci furent insérés dans le sédiment à environ 50 cm les uns des autres, de manière à obtenir des échantillons à tous les cm, entre l'interface eau-sédiment et 5 cm au-dessus de cette interface, et entre l'interface eau-sédiment et 10 cm de profondeur dans les sédiments. Six *peepers* ont été déployés à deux reprises au bassin B du lac Tantaré, soit du 24 juin au 15 juillet et du 25 septembre au 15 octobre 2011. De même, six autres *peepers* ont été déployés au bassin A du 27 juin au 17 juillet 2012.

Dès que le *peeper* est retiré du sédiment, on perce la membrane avec la pointe d'une pipette pour récupérer des sous-échantillons de l'eau contenue dans chacune des cellules. Ces sous-échantillons sont ensuite distribués dans plusieurs flacons contenant les réactifs spécifiques aux analyses prévues (Alfaro-De la Torre et Tessier, 2002). Des échantillons témoins furent en outre préparés sur le terrain en ajoutant de l'eau déminéralisée et les divers réactifs à des flacons identiques à ceux utilisées pour les échantillons. Ces témoins ont démontré que nos échantillons n'ont pas été contaminés pendant les manipulations sur le terrain. À chaque période d'échantillonnage, le déploiement de trois dialyseurs permettait d'obtenir suffisamment d'échantillon pour effectuer trois mesures indépendantes du pH, du carbone organique et inorganique dissous (COD et CID), du sulfate (SO_4^{2-}), du sulfure ($\Sigma\text{S}(-\text{II})$) et du soufre zéro valent ($\text{S}(0)$). Le déploiement de trois autres *peepers* fournissait les échantillons nécessaires à l'analyse des terres rares (Y, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb et Lu) et des éléments Fe, Mn, Al, Ca, Na, Mg et K.

2.1.2 Phase solide

Des carottes de sédiments des bassins A et B du lac Tantaré furent en outre analysées dans le cadre de ce travail. Celles-ci avaient été prélevées par une équipe de plongeurs à l'aide de tubes en plexiglas d'un diamètre de 9,5 cm au point le plus profond des bassins. Les

prélèvements eurent lieu en 2003 au bassin A et en 2006 au bassin B du lac Tantaré. Les carottes étaient extrudées dans les 2 heures suivant leur prélèvement en couches de 0,5 cm d'épaisseur entre l'interface eau-sédiment et 10 ou 15 cm de profondeur, puis en couches de 1 cm jusqu'au bas de la carotte (30 ou 40 cm). Les échantillons ont été stockés dans des sachets de plastique individuels et conservés au froid. Les carottes analysées provenant d'autres sites furent prélevées d'une manière similaire en 2001 aux lacs Vose et Despériers, en 2005 au lac Holland et en 2010 aux lacs Carré et Landry.

2.2 Analyse

2.2.1 TR et autres solutés dans les eaux interstitielles

Les concentrations de toutes les TR dans les eaux interstitielles, à l'exception du Pm qui ne possède pas d'isotope stable, furent déterminées à l'aide d'un spectromètre de masse couplé à une torche au plasma (ICP-MS; Thermo Instrument). Les échantillons avaient au préalable été dilués par un facteur 2 avec une solution de HNO₃ 2% de manière à augmenter le volume disponible pour les analyses. La calibration externe a été effectuée avec des standards aqueux de concentrations connues préparés à partir de solutions étalons de 1000 ppm (Plasma-Cal SCP Science). Des corrections ont été apportées pour tenir compte des interférences isobariques et polyatomiques, lesquelles sont énumérées dans Raut et al. (2003). Les principales interférences polyatomiques sont formées d'oxydes et d'hydroxydes de Ba, Pr, Nd, Ce, Eu, Dy, Sm, Gd, Tb et Ho. Des solutions contenant ces éléments en concentrations connues ont donc été analysées en même temps que nos échantillons de manière à estimer approximativement les fractions de ces éléments qui forment des oxydes et des hydroxydes dans la torche au plasma lors de l'analyse. Les calculs pour corriger les signaux de masse détectés pour chacune des TR furent effectués par le logiciel intégré au ICP-MS et vérifiés pour certains échantillons de manière à éviter des erreurs. Il est à noter qu'il n'existe pas présentement de matériaux de référence certifiés pour la mesure des TR dans les eaux douces ou marines naturelles. L'exactitude analytique des mesures ne peut donc pas être déterminée facilement. Cependant, nous avons confiance en la bonne justesse analytique des standards aqueux que nous avons préparés, car ils ont permis de mesurer les TR dans des sédiments de référence avec une bonne exactitude pour la plupart des éléments (voir section 2.3.2). De plus, dans tous les cas, les valeurs mesurées se situaient au-dessus des limites de détection et de quantification, définies respectivement comme trois et dix fois la valeur de l'écart-type sur le

blanc. La répétabilité des mesures (n=10), calculée sous la forme d'un coefficient de variation, était par ailleurs de 4%.

Plusieurs autres solutés ont aussi été mesurés dans les eaux porales selon des protocoles établis et utilisés couramment à l'INRS-ETE, lesquels furent entre autres décrits par Laforte et al. (2005). Le pH a été mesuré sur le terrain immédiatement après les prélèvements avec des micro-électrodes (#UP10075044 et #UP10075049) qui furent calibrées régulièrement. Les concentrations en C organique (COD) et inorganique (CID) dissous ont été déterminées à l'aide d'un analyseur de carbone, dans lequel le C organique est transformé en CO₂ et détecté par spectroscopie infrarouge. L'azote total dissous a été transformé sous la forme de NO_x à l'aide d'un catalyseur de platine, puis détecté par chimiluminescence. Les concentrations en Fe, Mn, Na, Mg, Al, K et Ca ont été déterminées par spectroscopie d'émission atomique (ICP-AES), celles en Cl, NO₃⁻ et SO₄²⁻ par chromatographie ionique, celle de ΣS(-II) par colorimétrie et celle du soufre zéro-valent (ΣS(0)) par voltammétrie à l'aide d'un polarographe BAS (Wang et al., 1998).

2.2.2 TR dans la phase solide

Afin de déterminer les teneurs des TR dans les échantillons solides, ceux-ci ont été séchés par lyophilisation, puis minéralisés par chauffage sur plaque selon une méthode adaptée de celle décrite par Sturgeon et al. (1982). Cette méthode couramment utilisée pour minéraliser des sédiments consiste à minéraliser complètement une masse connue de sédiment à chaud par ajout successif de HNO₃, HClO₄ et HF concentrés ultra-purs, en amenant à sec entre chaque ajout d'acide. Le résidu est ensuite récupéré avec 1 mL de HNO₃ concentré et le tout est dilué avec de l'eau ultra-pure de manière à obtenir un volume final de 35 mL. Puis, les concentrations des TR ont été déterminées en calibration externe à l'aide d'un ICP-MS. Il est à noter que ces mêmes échantillons avaient été analysés antérieurement pour l'Al, le Fe, le S, le C organique et d'autres éléments par Feyte (2010) et Couture et al. (2010).

Les précisions et justesses analytiques ont été obtenues grâce à l'analyse de trois échantillons des sédiments de référence LKSD-2, LKSD-4 et « Buffalo River ». Les matériaux de référence LKSD, lesquels ont notamment été analysés par 35 laboratoires différents, sont composés de sédiments de lacs du Bouclier canadien. Les matériaux de référence ont été minéralisés comme les échantillons de sédiments de nos lacs par la méthode de minéralisation avec des acides concentrés. Les précisions et justesses analytiques déterminées grâce à l'analyse des

échantillons de référence sont données au tableau 2.2 pour les LKSD et au tableau 2.3 pour Buffalo River. La précision analytique est inférieure à 13% pour toutes les TR, sauf pour le Tb et le Lu, et la précision moyenne est de 8%. L'exactitude analytique est inférieure à 22% pour toutes les TR, sauf pour le Tb et le Lu, et l'exactitude moyenne est de 16%.

Les échantillons de référence LKSD ont également été minéralisés par fusion alcaline, autre méthode fréquemment utilisée dans les laboratoires de géochimie (Caraballo et al., 2000; Panteeva et al., 2003; Bayon et al., 2009). Le protocole de fusion implique l'ajout de 1 g de métaborate de lithium (LiBO_2) à un échantillon sec se trouvant dans un creuset. Le creuset est chauffé et agité sur un fluxeur pendant 5 minutes, puis l'échantillon résultant est récupéré dans un bécher en Teflon contenant 100 mL d'un mélange de HNO_3 10% et de HCl 0,5%. Les résultats obtenus par les deux méthodes de minéralisation lors de l'analyse des sédiments de référence LKSD-2 et LKSD-4 diffèrent de 12% pour l'Y et d'au plus 5% pour les autres TR (tableau 2.2), ce qui est de l'ordre des précisions analytiques. On peut ainsi conclure que les deux méthodes donnent des résultats qui ne sont pas significativement différents.

Élément	Minéralisation avec acides				Minéralisation par fusion		
	Valeur attendue	Valeur obtenue	Précision (%)	Exactitude (%)	Valeur obtenue	Précision (%)	Exactitude (%)
	(nmol g ⁻¹)	x ± s (nmol g ⁻¹)			(nmol g ⁻¹)		
A) LKSD-2 (n=3)							
Y	494,9	444,9 ± 56,6	12,7	-10,1	406,3 ± 37,6	9,2	-17,9
La	489,5	429,5 ± 17,2	4,0	-12,3	431,9 ± 15,4	3,6	-11,8
Ce	770,7	718,8 ± 33,0	4,6	-6,7	735,8 ± 12,6	1,7	-4,5
Pr		110,3 ± 8,8	7,9		108,3 ± 0,3	0,3	
Nd	402,1	396,7 ± 27,7	7,0	-1,3	394,1 ± 1,8	0,4	-2,0
Sm	73,1	69,2 ± 5,2	7,5	-5,4	69,8 ± 0,9	1,3	-4,5
Eu	12,5	11,3 ± 0,5	4,6	-10,0	11,4 ± 0,5	4,1	-8,9
Gd		58,3 ± 3,8	6,5		58,5 ± 0,2	0,4	
Tb	8,8	6,0 ± 0,6	9,8	-31,3	6,1 ± 0,9	14,6	-30,8
Dy	44,9	45,1 ± 5,5	12,2	0,3	47,0 ± 3,4	7,3	4,7
Ho		7,2 ± 0,3	4,1		7,3 ± 0,3	4,7	
Er		22,2 ± 1,0	4,7		23,5 ± 0,5	2,0	
Tm		2,8 ± 0,2	6,9		3,0 ± 0,4	12,2	
Yb	23,1	19,3 ± 0,8	4,3	-16,6	20,9 ± 0,8	4,0	-9,8
Lu	3,4	2,5 ± 0,3	13,2	-26,6	2,7 ± 0,6	20,3	-20,3
B) LKSD-4 (n=3)							
Y	258,7	233,5 ± 23,3	10,0	-9,8	202,6 ± 34,3	16,9	-21,7
La	187,1	167,9 ± 8,9	5,3	-10,3	169,4 ± 3,3	1,9	-9,5
Ce	342,5	313,9 ± 15,4	4,9	-8,4	304,9 ± 5,4	1,8	-11,0
Pr		45,0 ± 1,0	2,2		43,9 ± 2,0	4,6	
Nd	173,3	168,2 ± 3,2	1,9	-2,9	163,7 ± 8,9	5,4	-5,6
Sm	33,2	31,5 ± 0,9	3,0	-5,3	30,9 ± 1,2	3,8	-7,2
Eu	7,2	6,6 ± 0,2	2,5	-8,4	6,1 ± 1,0	17,1	-16,1
Gd		28,3 ± 0,5	1,6		27,5 ± 1,5	5,3	
Tb	7,5	3,1 ± 0,4	13,4	-59,4	3,7 ± 1,5	39,5	-50,9
Dy	22,7	23,7 ± 1,8	7,7	3,9	24,5 ± 1,7	7,0	7,8
Ho		3,7 ± 0,2	6,3		3,7 ± 0,1	2,6	
Er		11,6 ± 0,3	2,5		12,3 ± 0,5	3,9	
Tm		1,5 ± 0,2	11,0		1,5 ± 0,2	13,0	
Yb	11,5	10,2 ± 0,5	4,4	-11,4	10,8 ± 0,7	6,1	-6,3
Lu	2,8	1,3 ± 0,2	18,1	-53,7	1,4 ± 0,3	22,2	-50,2

Tableau 2.2 Précisions et exactitudes des mesures des TR dans les sédiments de référence LKSD-2 et LKSD-4 minéralisés avec acides et par fusion alcaline.

Minéralisation avec acides				
Élément	Valeur attendue (nmol g ⁻¹)	Valeur obtenue x ± s (nmol g ⁻¹)	Précision (%)	Exactitude (%)
Y		231,0 ± 8,5	3,7	
La		189,1 ± 15,0	7,9	
Ce	474,61	391,4 ± 10,2	2,6	-17,5
Pr		49,8 ± 3,8	7,6	
Nd		183,9 ± 15,5	8,4	
Sm		36,1 ± 2,7	7,5	
Eu	8,62	7,0 ± 0,6	8,3	-18,8
Gd		32,0 ± 2,3	7,1	
Tb		3,6 ± 0,6	15,9	
Dy		27,3 ± 2,5	9,3	
Ho		4,2 ± 0,4	8,5	
Er		13,2 ± 0,8	6,2	
Tm		1,7 ± 0,2	12,8	
Yb		11,8 ± 0,9	7,9	
Lu		1,5 ± 0,3	19,8	

Tableau 2.3: Précisions et exactitudes des mesures de TR dans le sédiment de référence « Buffalo River » minéralisé avec acides (n=3).

3 RÉSULTATS

Dans ce chapitre, je résume et illustre sous la forme de graphiques les principaux résultats découlant de l'analyse des eaux interstitielles et des sédiments des bassins A et B du lac Tantaré. Tous les résultats obtenus sont par ailleurs colligés sous la forme de tableaux en annexe. Je précise enfin que les abréviations LTR, MTR et HTR servent respectivement à identifier les TR de faibles (La, Ce, Pr et Nd), moyennes (Sm, Eu, Gd, Tb et Dy) et hautes masses atomiques (Ho, Er, Tm, Yb et Lu).

3.1 Distribution verticale des TR dans les eaux interstitielles

3.1.1 Bassin A du lac Tantaré

Les profils verticaux des concentrations en TR dans les eaux interstitielles des sédiments prélevées en juillet 2012 au bassin A du lac Tantaré sont montrés à la figure 3.1a. Les TR sont présentes dans les eaux interstitielles dans une gamme de concentrations qui s'étend de 0,02 nM à 5 nM (tableau 3.1). Les éléments les plus abondants (≥ 1 nM) sont Y, La, Ce et Nd et les moins abondants ($\leq 0,1$ nM) Eu, Tb, Tm et Lu. Les concentrations des autres éléments (Pr, Sm, Gd, Dy, Ho, Er et Yb) se situent entre 0,1 nM et 1 nM. Étant donné l'absence de données publiées pour les eaux porales de sédiments lacustres, on ne peut pas comparer les concentrations obtenues à celles d'autres études. Cependant, les concentrations des TR mesurées au bassin A sont environ un ordre de grandeur plus élevées que celles rapportées pour les eaux interstitielles de sédiments marins dans lesquelles les concentrations en matière organique sont généralement faibles (Elderfield et Sholkovitz, 1987; German et Elderfield, 1989; Sholkovitz et al., 1992; Haley et al., 2004).

La figure 3.1a montre que les profils de toutes les TR dans un même *peeper* sont toujours presque parfaitement similaires. Ceux de deux des *peepers* sont en outre très semblables entre eux et ne montrent pas de gradient de concentration marqué en fonction de la profondeur. Cependant, dans l'un des trois *peepers*, les concentrations des TR sont plus variables en fonction de la profondeur et atteignent des valeurs environ deux fois plus élevées que celles mesurées dans les échantillons des autres *peepers*. Dans ce même *peeper*, les concentrations en Al et Fe sont également plus élevées que celles des deux autres (figure 3.1b). Ces observations témoignent d'une certaine variabilité spatiale au site de prélèvement. L'un des profils du pH, lesquels furent mesurés sur des échantillons différents de ceux analysés pour les

TR et les métaux Al, Fe et Mn, exhibe également des valeurs légèrement différentes de celles des deux autres profils, ce qui n'est toutefois pas le cas pour le COD (figure 3.1b).

3.1.1 Bassin B du lac Tantaré

Les profils verticaux des concentrations en TR dans les eaux interstitielles des sédiments prélevées en juillet et en octobre 2011 au bassin B du lac Tantaré sont respectivement illustrés aux figures 3.2a et 3.3a. Comme au bassin A, les profils de toutes les TR déterminés dans un même *peeper* au bassin B sont toujours très similaires. Les concentrations des TR sont assez semblables entre ces deux périodes d'échantillonnage, mais, selon les éléments, de deux à cinq fois plus élevées que celles mesurées au bassin A (tableau 3.1). L'abondance relative des différentes TR est toutefois la même dans les deux bassins. Les éléments Y, La, Ce et Nd sont ainsi les plus abondants (≥ 3 nM), les éléments Eu, Tb, Tm et Lu les moins abondants ($\leq 0,3$ nM) et les éléments Pr, Sm, Gd, Dy, Ho, Er et Yb ont des concentrations intermédiaires (0,3-3 nM). Ces concentrations sont dans ce bassin jusqu'à presque deux ordres de grandeur plus élevées que celles rapportées pour les eaux interstitielles de sédiments marins (Elderfield et Sholkovitz, 1987; German et Elderfield, 1989; Sholkovitz et al., 1992; Haley et al., 2004).

Au mois de juillet (figure 3.2a), les profils des TR montrent des concentrations moins élevées dans les eaux sus-jacentes aux sédiments que dans les eaux interstitielles et des gradients de concentration qui indiquent que les TR diffusent du sédiment vers la colonne d'eau. Cette tendance est apparente dans tous les profils, bien que la forme des profils dans l'un des trois *peepers* diffère quelque peu de celle des deux autres profils. On peut par ailleurs souligner qu'en juillet 2011, les concentrations du Fe et du Mn dissous et du COD sont plus élevées au bassin B qu'au bassin A (figures 3.1b et 3.2b).

En octobre 2011 (figure 3.3a), les profils de toutes les TR dans les trois *peepers* déployés au bassin B sont toujours très similaires. Contrairement à ce qui est observé en juillet 2011, les profils révèlent des concentrations plus élevées dans les eaux sus-jacentes aux sédiments que dans les eaux interstitielles et des gradients de concentration bien définis, entre l'interface eau-sédiment et environ 3 cm de profondeur, lesquels témoignent d'un flux de TR dissoutes allant de la colonne d'eau vers le sédiment. Il est intéressant de mentionner qu'en dépit des différences observées de gradients de concentration au voisinage de l'interface eau-sédiment entre les deux périodes d'échantillonnage, les concentrations des TR sous 4 cm de profondeur sont très semblables pour les mois de juillet et d'octobre 2011 (tableau 3.2). On peut en outre souligner

que les profils de l'Al dans les eaux interstitielles sont semblables à ceux des TR en octobre 2011, mais que les profils du Fe, du Mn, du pH et du COD ne présentent pas de similarité apparente à ceux des TR (figure 3.3a,b).

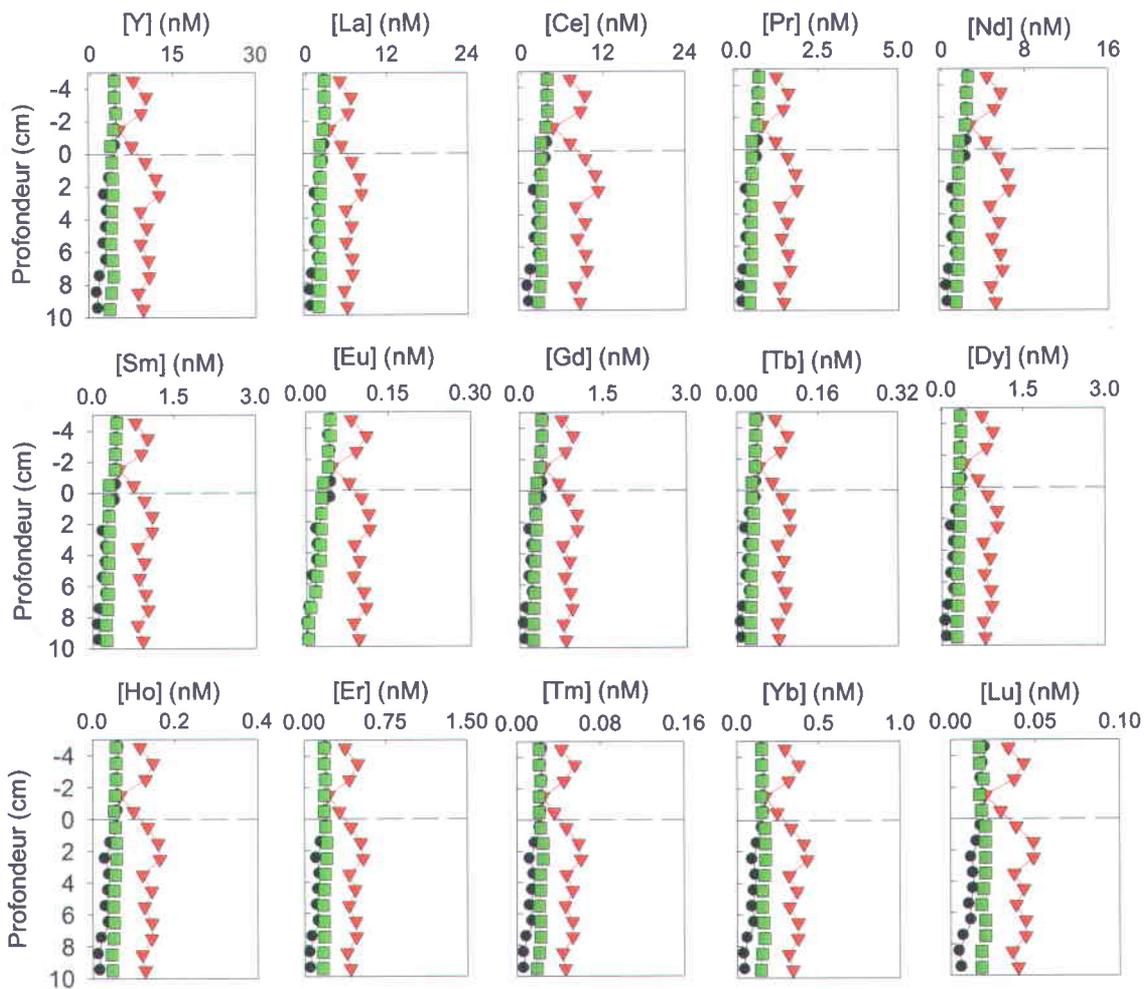
Élément	[] _{A-j}	[] _{B-j}	[] _{B-o}
	x±s	x±s	x±s
	(n=15)	(n=15)	(n=15)
	(nM)	(nM)	nM
Y	5,5 ± 0,6	14 ± 4	23 ± 1
La	3,4 ± 0,4	11 ± 4	15 ± 3
Ce	4,8 ± 0,6	11 ± 4	14 ± 3
Pr	0,8 ± 0,1	2,2 ± 0,7	2,9 ± 0,8
Nd	2,9 ± 0,4	8 ± 3	10 ± 3
Sm	0,51 ± 0,07	1,4 ± 0,4	1,7 ± 0,6
Eu	0,05 ± 0,01	0,13 ± 0,04	0,16 ± 0,06
Gd	0,48 ± 0,07	1,4 ± 0,4	1,7 ± 0,6
Tb	0,05 ± 0,01	0,14 ± 0,04	0,17 ± 0,06
Dy	0,48 ± 0,06	1,2 ± 0,4	1,5 ± 0,6
Ho	0,08 ± 0,01	0,18 ± 0,06	0,22 ± 0,08
Er	0,25 ± 0,03	0,6 ± 0,2	0,7 ± 0,3
Tm	0,029 ± 0,003	0,06 ± 0,02	0,07 ± 0,03
Yb	0,20 ± 0,02	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,2
Lu	0,024 ± 0,003	0,04 ± 0,01	0,05 ± 0,02

Tableau 3.1 : Concentrations moyennes en TR dans les eaux interstitielles et les eaux sus-jacentes aux sédiments au bassin A du lac Tantaré en juillet 2012 ([]_{A-j}) et au bassin B du même lac en juillet 2011 ([]_{B-j}) et en octobre 2011 ([]_{B-o}).

	$[]_{B-j}$	$[]_{B-o}$
	$x \pm s$	$x \pm s$
	(n=18)	(n=18)
	(nM)	(nM)
Y	15,7 ± 0,6	11,0 ± 0,4
La	12,8 ± 0,3	12,0 ± 0,3
Ce	13,1 ± 0,5	11,4 ± 0,3
Pr	2,6 ± 0,1	2,2 ± 0,1
Nd	9,3 ± 0,3	7,7 ± 0,3
Sm	1,61 ± 0,07	1,24 ± 0,04
Eu	0,15 ± 0,01	0,11 ± 0,01
Gd	1,60 ± 0,06	1,22 ± 0,04
Tb	0,16 ± 0,01	0,12 ± 0,01
Dy	1,44 ± 0,01	1,03 ± 0,04
Ho	0,21 ± 0,01	0,15 ± 0,01
Er	0,66 ± 0,03	0,46 ± 0,02
Tm	0,070 ± 0,003	0,050 ± 0,002
Yb	0,47 ± 0,02	0,32 ± 0,01
Lu	0,052 ± 0,002	0,035 ± 0,002

Tableau 3.2 : Concentrations moyennes en TR dans les eaux interstitielles entre 4 et 10 cm de profondeur au bassin B en juillet ($[]_{B-j}$) et en octobre ($[]_{B-o}$) 2011.

a)



b)

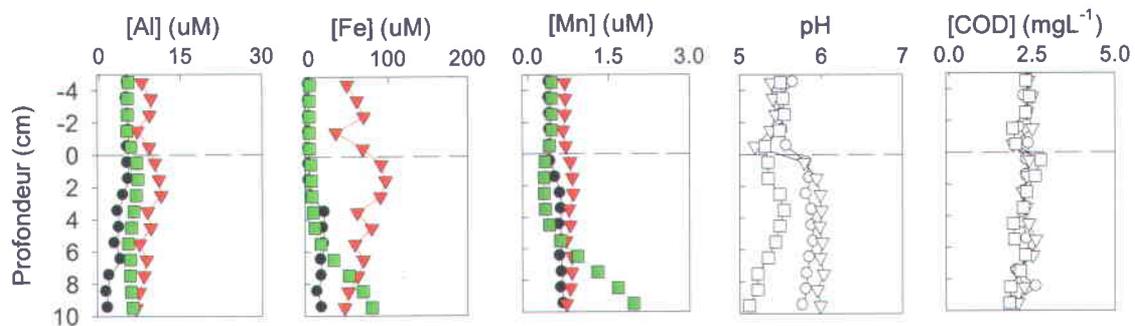


Figure 3.1 : a) Profils verticaux des TR dans les eaux interstitielles des sédiments du bassin A du lac Tantaré en juillet 2012. b) Profils verticaux des éléments Al, Fe et Mn, du pH et du COD dans les eaux interstitielles des sédiments du même bassin à la même période. Il est à noter que le pH et le COD ont été mesurés sur des échantillons provenant de *peepers* différents de ceux d'où provenaient les échantillons analysés pour les TR, l'Al, le Fe et le Mn.

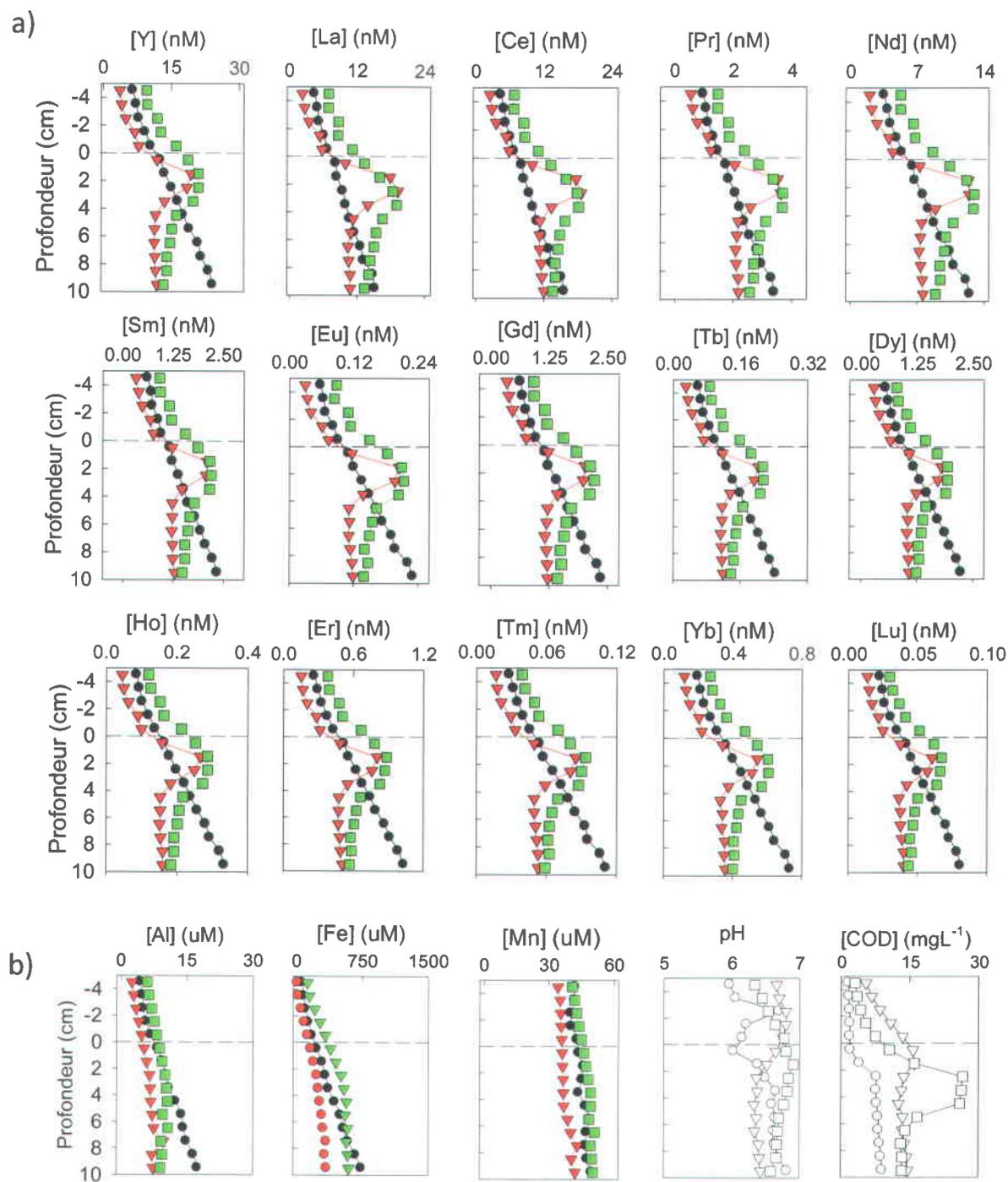


Figure 3.2 : a) Profils verticaux des TR dans les eaux interstitielles des sédiments du bassin B du lac Tantaré en juillet 2011. b) Profils verticaux des éléments Al, Fe et Mn, du pH et du COD dans les eaux interstitielles des sédiments du même bassin à la même période. Il est à noter que le pH et le COD ont été mesurés sur des échantillons provenant de *peepers* différents de ceux d'où provenaient les échantillons analysés pour les TR, l'Al, le Fe et le Mn.

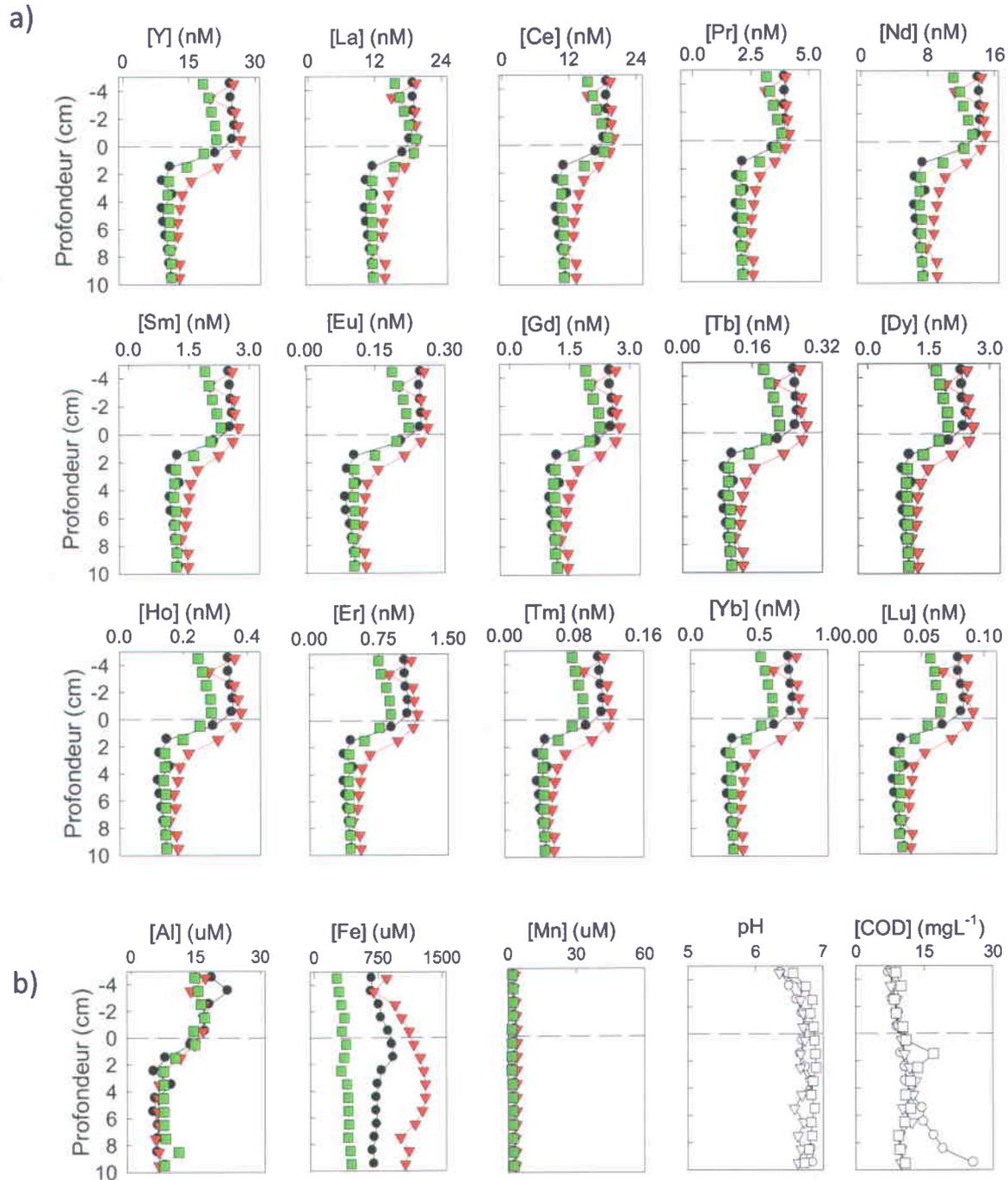


Figure 3.3 : a) Profils verticaux des TR dans les eaux interstitielles des sédiments du bassin B du lac Tantaré au mois d'octobre 2011. b) Profils verticaux des éléments Al, Fe et Mn, du pH et du COD dans les eaux interstitielles du même bassin à la même période. Il est à noter que le pH et le COD ont été mesurés sur des échantillons provenant de *peepers* différents de ceux d'où provenaient les échantillons analysés pour les TR, l'Al, le Fe et le Mn.

3.2 Distribution verticale des TR dans les sédiments

Les teneurs moyennes des TR dans les sédiments des carottes prélevées aux bassins A et B du la Tantaré sont données au tableau 3.3. Les profils verticaux des teneurs en TR dans les sédiments des bassins A et B sont par ailleurs respectivement illustrés aux figures 3.4a et 3.5a. Selon les éléments, les teneurs moyennes varient entre environ 2 et 1000 nmol g⁻¹ et sont comparables entre les deux bassins. Comme c'était aussi le cas pour les eaux interstitielles, les éléments les plus abondants sont Y, La, Ce, et Nd et les moins abondants sont Eu, Tb, Tm et Lu (tableau 3.3). Les profils de toutes les TR en fonction de la profondeur dans les sédiments d'un même bassin sont par ailleurs très semblables. Au bassin A, elles augmentent progressivement entre l'interface eau-sédiment et 10 cm de profondeur, puis diminuent assez abruptement et demeurent relativement constantes jusqu'au bas de la carotte. Au bassin B, elles augmentent à peine entre l'interface eau-sédiment et 2 cm de profondeur, puis diminuent jusqu'à 10 cm de profondeur et demeurent relativement constantes sous cet horizon. Cette tendance est observée pour toutes les TR. On peut par ailleurs mentionner qu'au bassin A, lequel est oxygéné en permanence, les teneurs en Fe dans les sédiments diminuent fortement entre l'interface eau-sédiment et environ 2 cm de profondeur (figure 3.4b) en raison du recyclage des oxyhydroxydes de Fe dans les sédiments de surface (Feyte et al., 2010). Au bassin B, lequel est périodiquement anoxique, il n'y a cependant pas d'enrichissement en Fe dans les sédiments de surface (figure 3.5b). Les teneurs en S total dans les sédiments de ce bassin atteignent par contre des valeurs jusqu'à 2 fois plus élevées qu'au bassin A (figure 3.4b). Cette dernière observation est à mettre en relation avec la réduction du sulfate dans les sédiments et la formation de sulfures de Fe (FeS et FeS₂), voire peut-être aussi la sulfidation de la matière organique (Couture et al., 2012).

Élément	Bassin A	Bassin B
	x±s (nmol g ⁻¹)	x±s (nmol g ⁻¹)
Y	747 ± 100	680 ± 110
La	650 ± 80	635 ± 130
Ce	920 ± 125	785 ± 63
Pr	172 ± 22	153 ± 21
Nd	642 ± 82	555 ± 66
Sm	121 ± 16	101 ± 10
Eu	14 ± 2	12 ± 1
Gd	108 ± 14	91 ± 11
Tb	11 ± 1	9 ± 1
Dy	92 ± 11	79 ± 9
Ho	12 ± 1	11 ± 1
Er	35 ± 4	32 ± 4
Tm	3,8 ± 0,4	3,4 ± 0,4
Yb	24 ± 3	22 ± 2
Lu	2,5 ± 0,3	2,3 ± 0,2

Tableau 3.3 : Teneurs moyennes (n=45) des TR dans les sédiments des carottes des bassins A et B du lac Tantaré.

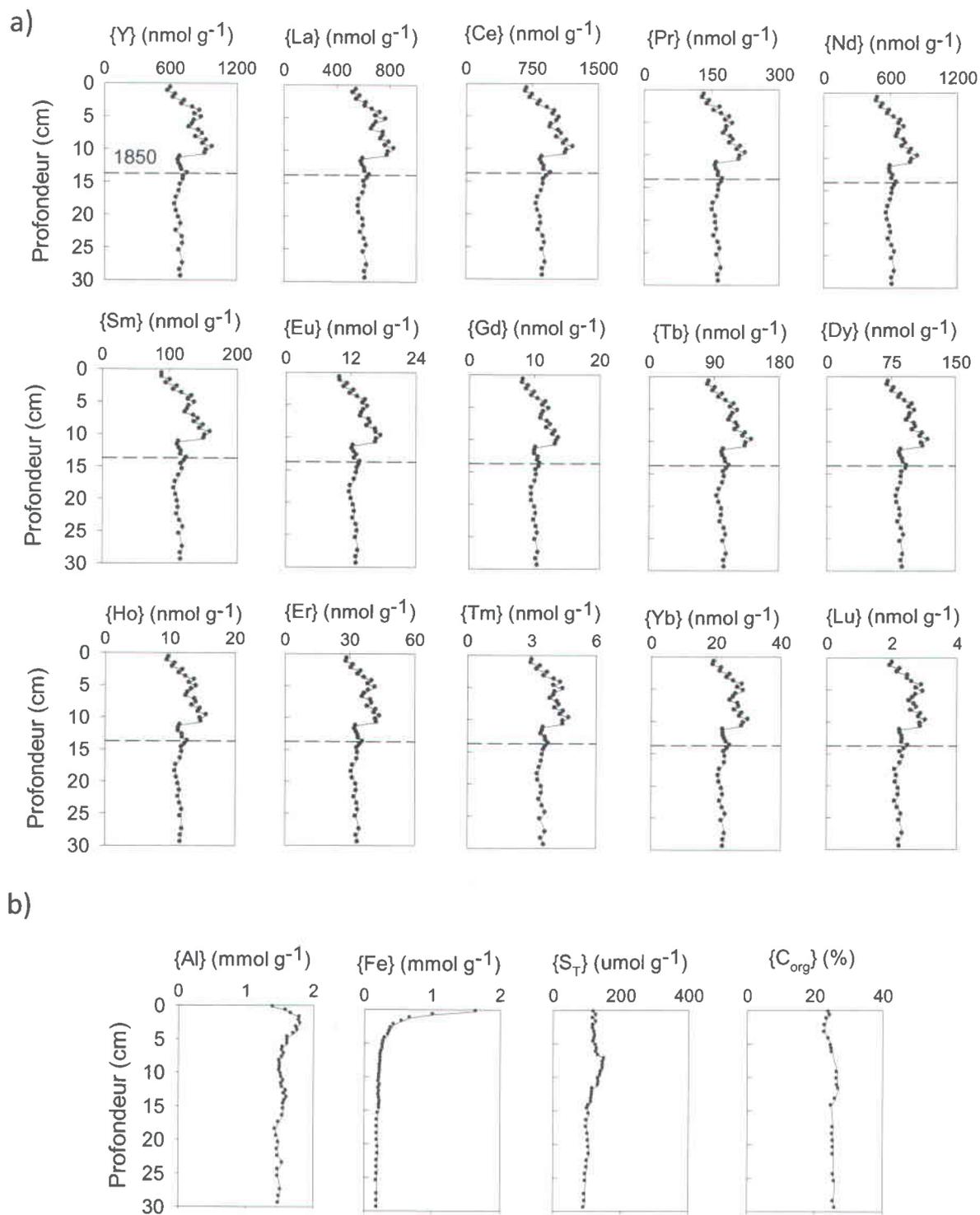


Figure 3.4 : a) Profils verticaux des TR dans les sédiments du bassin A du lac Tantaré. b) Profils verticaux de l'Al, du Fe, du S total (S_{TOT}) et du C_{ORG} dans les sédiments du même bassin. Le trait pointillé représente l'horizon 1850, tel que déterminé par datation au ^{210}Pb .

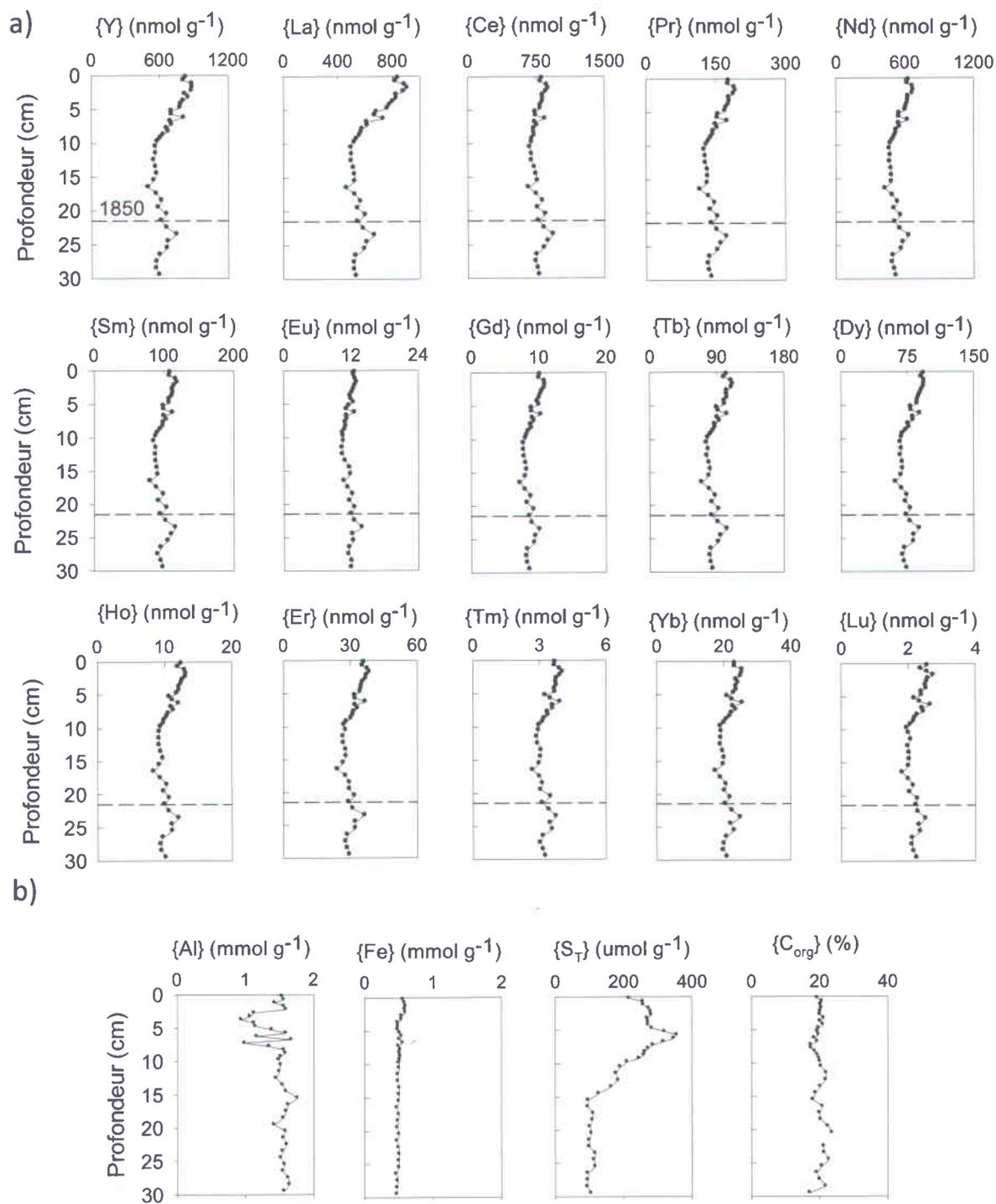


Figure 3.5 : a) Profils verticaux des TR dans les sédiments du bassin B du lac Tantaré. b) Profils verticaux de l'Al, du Fe, du S total (S_{TOT}) et du C_{ORG} dans les sédiments du même bassin. Le trait pointillé représente l'horizon 1850, tel que déterminé par datation au ^{210}Pb .

3.3 Normalisation des teneurs des TR dans les sédiments

Les variations du rapport des teneurs des TR dans les sédiments divisées par celles rapportées au tableau 3.4 du shale australien post-archéen de référence PAAS (Tang et al., 2010) sont illustrées à la figure 3.6 pour des échantillons des carottes des bassins A et B choisis entre l'interface eau-sédiment et 30 cm de profondeur. Comme expliqué précédemment, une telle manière d'exprimer des résultats pour les TR est courante chez les géochimistes (p. ex. Sholkovitz et al., 1994; Byrne et Sholkovitz, 1996; Haley et al., 2004). En effet, cette approche permet de filtrer les variations naturelles en dent de scie de l'abondance des TR de numéro atomique pair par rapport à celles de numéro impair (règle d'Oddo-Harkins), et ainsi d'exploiter à leur plein potentiel les spectres d'abondance relative de ces éléments pour l'étude de leur cycle biogéochimique (Schijf, 1992).

Les teneurs normalisées pour toutes les TR, à l'exception de celles du Lu, indiquent que les sédiments des deux bassins du lac Tantaré sont enrichis en TR par rapport au shale de référence; les rapports TR/PAAS varient entre 1 et 4. Ces rapports sont plus élevés que ceux obtenus Elderfield et Sholkovitz (1987) pour des sédiments marins, qui variaient entre 0,5 et 1.

Les éléments pour lesquels les rapports TR/PAAS sont les plus élevés sont ceux de masses atomiques intermédiaires (MTR), en l'occurrence Sm, Gd et Dy. Les rapports TR/PAAS pour ces éléments atteignent notamment des valeurs supérieures à 4 dans certains échantillons du bassin A (figure 3.6). Les éléments pour lesquels les rapports TR/PAAS sont les plus faibles sont le Ce, l'Eu et le Tb, de même que ceux de masses atomiques élevées (HTR), en l'occurrence Ho, Er, Tm, Yb et Lu. Les rapports TR/PAAS pour ces éléments sont inférieurs à 2 dans la plupart des échantillons. Les structures en « V » des spectres définies par les éléments La-Ce-Pr et Sm-Eu-Gd ont été observées dans d'autres études (p. ex. Schijf, 1992; Bau, 1999; Haley et al., 2004) et furent attribuées aux différents états d'oxydation que peuvent prendre le Ce et l'Eu. Par contre, la structure en « V » du spectre définie par les éléments Gd-Tb-Dy est probablement due à un biais analytique. En effet, pour une raison inconnue, notre méthode analytique ne nous a pas permis de mesurer le Tb et le Lu dans les sédiments avec une bonne exactitude comme ce fut le cas pour les autres éléments; les teneurs obtenues pour ces éléments avec la minéralisation par acides concentrés étaient respectivement de 31% et 27% pour le matériau de référence LKSD-2 et 59% et 54% pour le matériau de référence LKSD-4 (tableau 2.2).

Enfin, on peut souligner que la forme des spectres de distribution est la même dans les sédiments des deux bassins et demeure inchangée en fonction de la profondeur. Cependant, on constate que les rapports TR/PAAS varient selon les échantillons dans une même carotte, mais que les variations ne sont pas systématiques avec la profondeur. Ainsi, au bassin A, c'est entre 5 et 10 cm de profondeur que le sédiment est le plus enrichi en TR par rapport au shale de référence. Au bassin B, c'est plutôt l'échantillon de surface (0-0,5 cm) qui est le plus enrichi en TR par rapport à la référence.

Élément	PAAS	
	($\mu\text{g g}^{-1}$)	(nmol g^{-1})
Y	27	303,7
La	38	273,6
Ce	80	571
Pr	8,9	63,2
Nd	32	221,8
Sm	5,6	37,2
Eu	1,1	7,2
Gd	4,7	29,9
Tb	0,77	4,8
Dy	4,4	27,1
Ho	1,0	6,1
Er	2,9	17,3
Tm	0,4	2,4
Yb	2,8	16,2
Lu	0,43	2,5

Tableau 3.4 : Teneurs des TR dans le shale australien post-archéen de référence PAAS telles que rapportées par Tang et al. (2010).

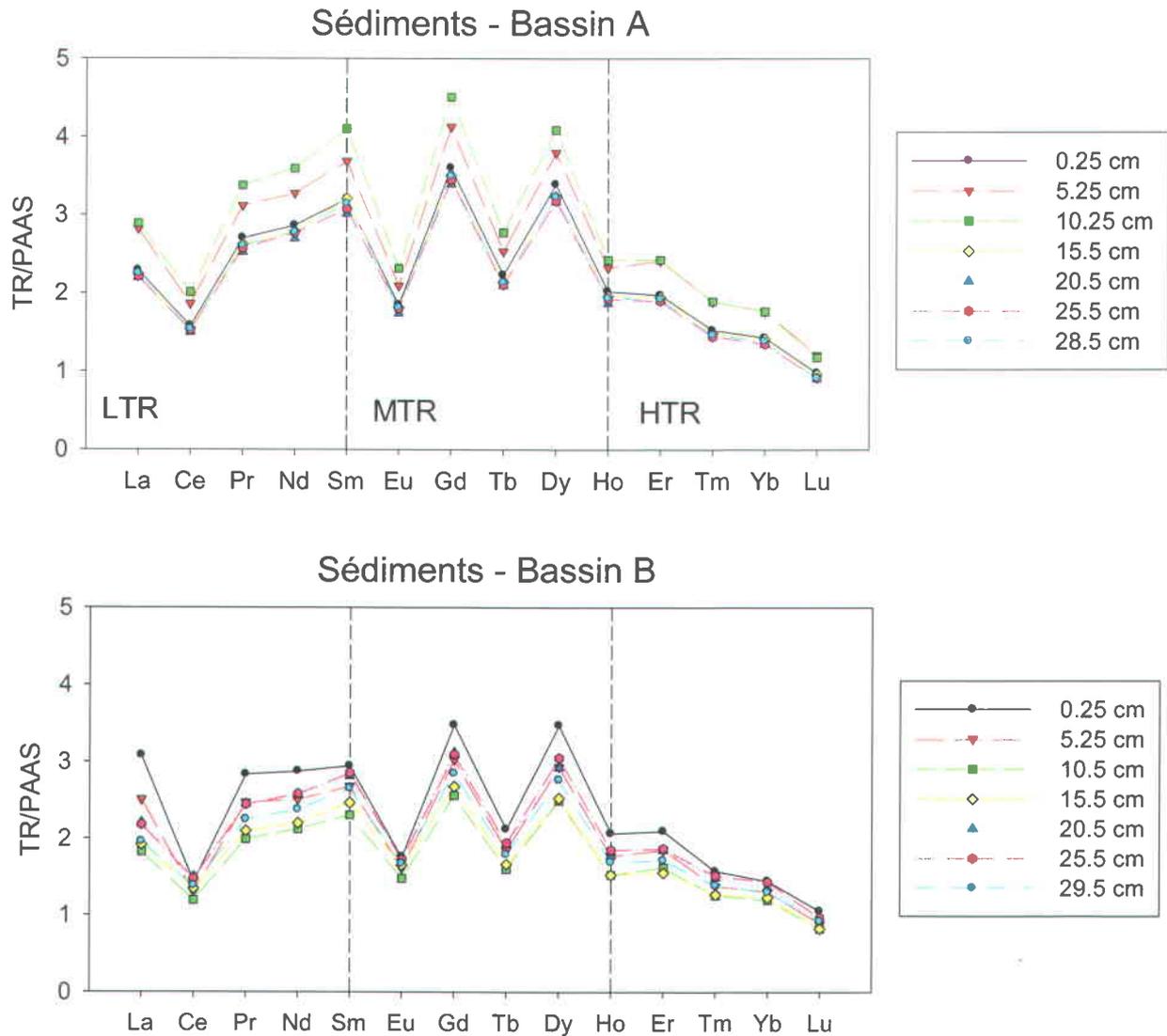


Figure 3.6 : Spectres des teneurs des TR normalisées aux valeurs du shale PAAS dans des échantillons de sédiments choisis entre l'interface eau-sédiment et 30 cm de profondeur aux bassins A et B du lac Tantaré. Les sédiments furent prélevés aux bassins A et B respectivement en juillet 2003 et en juillet 2006. LTR, MTR et HTR indiquent respectivement les TR de faibles, moyennes et hautes masses atomiques.

3.4 Normalisation des concentrations des TR dans les eaux interstitielles

Les teneurs des TR dans les eaux interstitielles et les eaux sus-jacentes aux sédiments dans les bassins A et B du lac Tantaré ont été normalisées aux valeurs moyennes des TR mesurées dans les carottes de sédiments de chacun des bassins (figure 3.7). Une telle approche a été adoptée dans plusieurs études (p. ex. Johannesson et Zhou, 1999; Kim et al., 2012). Étant donné l'incertitude analytique sur les mesures de Tb et de Lu (voir section précédente), les valeurs des rapports pour ces éléments ne sont pas incluses dans les spectres illustrés à la figure 3.7. Ceux-ci montrent que les ratios sont plus faibles au bassin A qu'au bassin B et ce, autant dans les eaux sus-jacentes aux sédiments que dans les eaux interstitielles. Au bassin B, on remarque par ailleurs que les concentrations normalisées sont plus élevées dans les eaux sus-jacentes au mois d'octobre qu'au mois de juillet. De plus, les spectres caractérisant les eaux sus-jacentes et les eaux interstitielles du bassin A ne montrent pas de structure en « V » pour La-Ce-Pr, contrairement aux spectres caractérisant le bassin B en octobre et en juillet bien que le « V » soit plus prononcé en octobre. Une structure du même type formée par les éléments Sm-Eu-Gd caractérise également les échantillons du bassin B et celle-ci est aussi plus prononcée en octobre qu'en juillet. Comme mentionné précédemment, les éléments Ce et Eu possèdent plus d'un état d'oxydation et, selon les conditions rédox du milieu, peuvent être anormalement plus ou moins abondants par rapport à leurs voisins strictement trivalents.

Enfin, la figure 3.7 permet en outre d'évaluer les différences d'abondance relative des TR entre la phase aqueuse et la phase solide. Si les TR avaient la même abondance relative dans les deux phases, un spectre linéaire de pente nulle serait observé. Or, on remarque plutôt un spectre de forme concave qui indique que l'abondance relative des TR dans les eaux interstitielles et les eaux sus-jacentes aux sédiments n'est pas identique à celle des TR dans les sédiments. Les spectres observés sont de forme similaire dans les eaux interstitielles et dans les eaux sus-jacentes aux sédiments, et ce dans les deux bassins. Ils montrent que les HTR sont remobilisées dans les eaux interstitielles préférentiellement aux MTR et aux LTR, à l'exception toutefois du La.

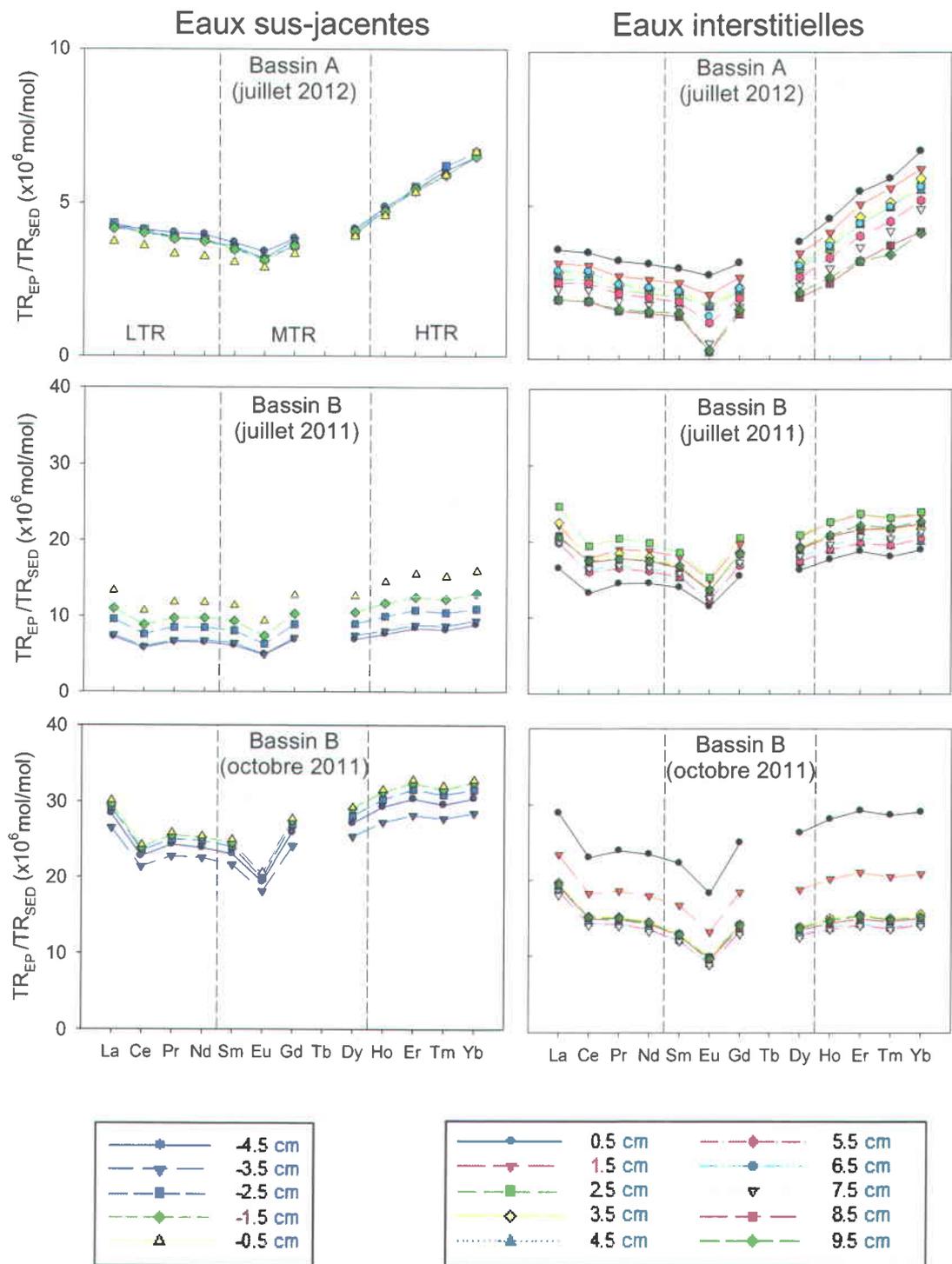


Figure 3.7 : Spectres des concentrations des TR dans les eaux interstitielles et les eaux sus-jacentes aux sédiments (TR_{EP}) normalisées aux teneurs moyennes des TR dans les sédiments (TR_{SED}) du bassin A et du bassin B. LTR, MTR et HTR indiquent respectivement les TR de faibles, moyennes et hautes masses atomiques.

3.5 Prédiction thermodynamique de la spéciation des TR

À défaut de pouvoir mesurer la spéciation des TR dans les eaux interstitielles, celle-ci a été estimée par calculs thermodynamiques à l'aide de la version 7 du logiciel *Windermere Humic Aqueous Model* (WHAM; Tipping, 2002), laquelle contient déjà les constantes d'une série de réactions impliquant les TR, comme celles compilées par Luo et Byrne (2004), entre autres.

Les calculs furent effectués en considérant les concentrations des TR, de même que toutes les autres données disponibles pour nos échantillons, en l'occurrence le pH et les concentrations en solution de Fe, Mn, Na, Mg, Al, K, Ca, Cl, NO₃, SO₄, ΣS(-II), ΣS(0), acide fulvique (FA) et acide humique (HA). En présumant que le COD est constitué uniquement de substances humiques, les concentrations en FA et HA ont été estimées en présumant que les concentrations en matière organique dissoute sont équivalentes à deux fois celle du COD et que le ratio [FA]: [HA] de la matière organique dissoute est de 9 :1 (Buffle, 1988; Malcolm, 1985). Les calculs de spéciation furent effectués pour chaque couche à partir des concentrations moyennes obtenues pour les trois *peepers*.

La spéciation prédite des TR dans les eaux interstitielles des bassins A et B du lac Tantaré est présentée à la figure 3.8. Étant donné que la spéciation lors d'une même période d'échantillonnage et à un même site varie très peu en fonction de la profondeur, les valeurs affichées sur cette figure sont les valeurs moyennes pour tous les échantillons analysés au-dessus et en dessous de l'interface eau-sédiment. Au bassin A, entre 80 et 90% des TR sont complexées avec l'acide fulvique et les complexes formés avec l'acide humique constituent jusqu'à 10% des complexes résiduels. Au bassin B, où la concentration de COD est plus élevée qu'au bassin A, c'est plus de 95% des TR qui sont complexées avec l'acide fulvique et ce, lors des deux périodes d'échantillonnage. La plus grande affinité des TR pour l'acide fulvique que pour l'acide humique s'explique à la fois par sa concentration plus élevée et du fait qu'elle possède un plus grand nombre de sites de complexation ($5,2 \times 10^{-3}$ sites g⁻¹) que l'acide humique ($3,4 \times 10^{-3}$ sites g⁻¹; Tipping, 2002).

Nous avons également estimé par calculs thermodynamiques l'importance relative du Ce(IV) par rapport au Ce(III) et de l'Eu(II) par rapport à l'Eu(III). Pour ce faire, nous avons adopté l'approche décrite par Chappaz et al. (2010) qui consiste à déterminer d'abord avec WHAM 7.0 des constantes conditionnelles de complexation du Ce et de l'Eu avec les acides fulvique et humique. Les énergies potentielles de l'oxydation du Ce(III) en Ce(IV) et de la réduction de

l'Eu(III) en Eu(II) furent considérées (Baes et Mesmer, 1986; Stumm et Morgan, 1996; Anderson et Macero, 1963). On a de plus présumé un pE équivalent à celui du couple rédox O_2/H_2O dans les eaux sus-jacentes aux sédiments (-5-0 cm) et à celui du couple HS^-/SO_4^{2-} dans les eaux interstitielles (0-10 cm). Les constantes conditionnelles ont ensuite été incorporées à MINEQL+ (version 4.6.2) et la spéciation du Ce et de l'Eu a été recalculée. Les résultats de ces calculs révèlent que les concentrations en Ce(IV) sont toujours inférieures à 10^{-24} mol L⁻¹ dans les couches les plus oxydantes et que celles en Eu(II) sont toujours inférieures à 10^{-16} mol L⁻¹ dans les couches les plus réductrices. Ainsi, on peut conclure que les concentrations en Ce(IV) et Eu(II) représentent une infime proportion du Ce total et du Eu total ($>10^{-12}$ mol L⁻¹).

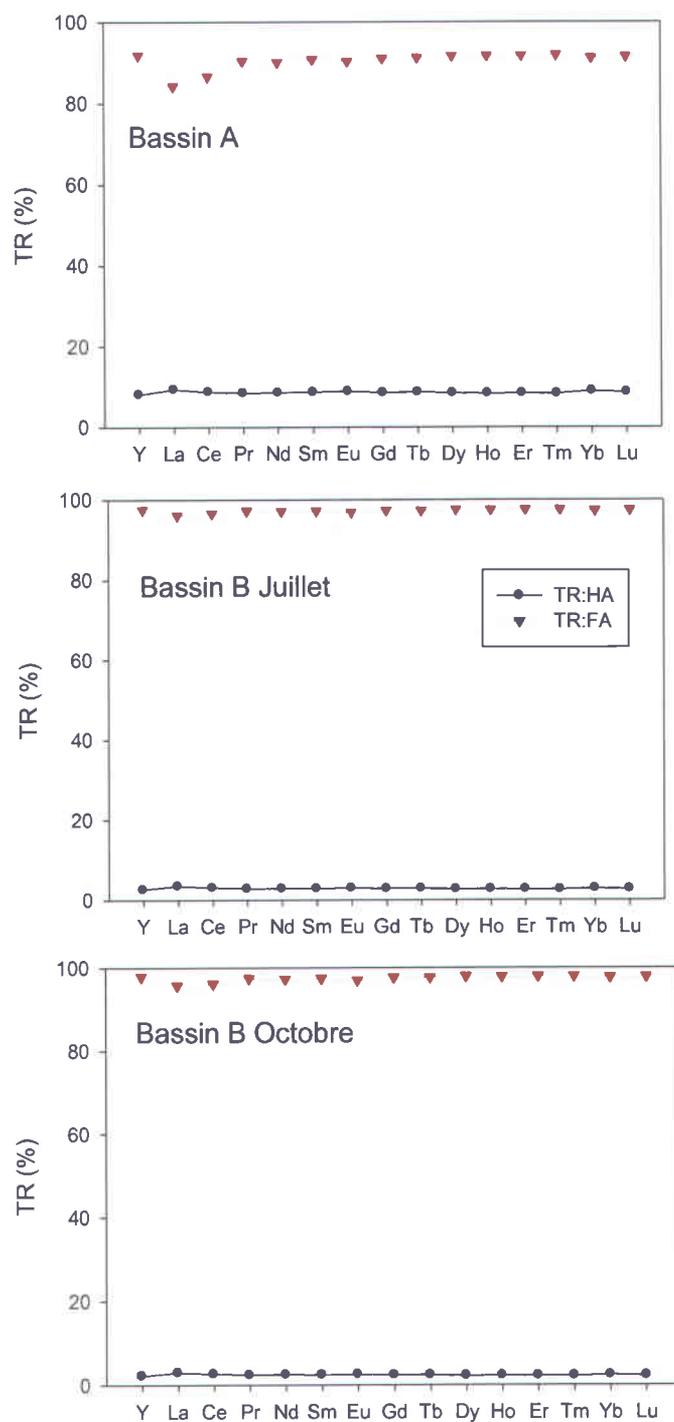


Figure 3.8: Spéciation des TR en phase aqueuse aux bassins A et B du lac Tantaré calculée à l'aide du modèle de spéciation WHAM7. Chaque point représente la moyenne de l'abondance de chaque espèce à toutes les profondeurs, incluant celles au-dessus des sédiments.

4 DISCUSSION

4.1 Modélisation des profils des TR dans les eaux interstitielles

Les profils des TR dans les eaux interstitielles des bassins A et B du lac Tantaré présentent des gradients de concentrations à l'interface eau-sédiment qui témoignent de la présence de zones de production et de consommation de TR dans les eaux porales. Notre approche consiste à modéliser ces profils afin de définir les intervalles de profondeur dans lesquels des TR dissoutes sont produites ou consommées et de quantifier les taux nets des réactions.

Un profil vertical de la concentration d'un élément dans les eaux interstitielles résulte des réactions de remobilisation et de fixation faisant intervenir l'élément et des processus de transport incluant la diffusion moléculaire, la bioirrigation des sédiments, le biomélange, de même que le transport par advection. En considérant ces processus, on peut formuler l'équation générale de la diagénèse (Berner, 1980; Boudreau, 1997) pour un soluté de la façon suivante :

$$\left(\frac{\partial \phi [C]}{\partial t}\right)_x = \frac{\partial}{\partial x} \left(\phi (D_s + D_B) \frac{\partial [C]}{\partial x} \right) + \phi \alpha ([C]_{tube} - [C]) - \phi \mu \frac{\partial [C]}{\partial x} + R_{net} \quad (1)$$

où $[C]$ (mol L^{-1}) est la concentration du soluté dans l'eau interstitielle, ϕ la porosité, D_s (cm^2s^{-1}) le coefficient de diffusion effectif, D_B (cm^2s^{-1}) le coefficient de biomélange, α (s^{-1}) le coefficient de bioirrigation, $[C]_{tube}$ (mol L^{-1}) la concentration du soluté dans les tubes des invertébrés benthiques, laquelle concentration est considérée identique à celle mesurée dans les eaux sus-jacentes aux sédiments, μ la vitesse d'écoulement de l'eau interstitielle (advection : cm s^{-1}) et R_{net} ($\text{mol cm}^{-3} \text{s}^{-1}$) le taux net de production ($R_{net} > 0$) ou de consommation ($R_{net} < 0$) du soluté dans l'eau interstitielle.

Puisqu'aux bassins A et B du lac Tantaré, le transport advectif (μ) peut être négligé (Gallon et al., 2004; Couture et al., 2008), le terme $\phi \mu \frac{\partial [C]}{\partial x}$ devient nul et l'équation 1 peut être simplifiée :

$$\left(\frac{\partial \phi [C]}{\partial t}\right)_x = \frac{\partial}{\partial x} \left(\phi (D_s + D_B) \frac{\partial [C]}{\partial x} \right) + \phi \alpha ([C]_{tube} - [C]) + R_{net} \quad (2)$$

Afin de résoudre cette équation pour R_{net} , les valeurs des coefficients D_B et α doivent être connues. Au bassin A, ces valeurs ont été évaluées à partir des informations disponibles sur la faune benthique des sédiments, lesquels sont colonisés par une communauté de 1690 ± 180

individus m⁻² composée à 65% du chironome *Segentia coracina* (Hare et al., 1994). Alfaro-De la Torre et Tessier (2002) utilisèrent ces données pour calculer une valeur de D_B de $2,2 \times 10^{-9}$ cm² s⁻¹, obtenue en multipliant la densité des organismes par la valeur de D_B rapportée par Matisoff et Wang (2000) pour les chironomes individuels. De plus, ils ont considéré que le coefficient α diminue linéairement entre l'interface eau-sédiment (α_0) et 10 cm de profondeur, horizon au-dessous duquel les chironomes ne sont plus présents. Alfaro-De la Torre et Tessier (2002) ont estimé de surcroît la valeur de α_0 en utilisant l'équation ci-dessous (Boudreau, 1984) :

$$\alpha_0 = \frac{D_s \cdot r_1}{(r_2^2 - r_1^2)(r_a - r_1)} \quad (3)$$

où r_1 est le rayon du tube d'un chironome (0,1 cm), r_2 est la moitié de la distance entre les tubes de deux chironomes adjacents (1,5 cm) et $r_a = r_2/2$ (0,75 cm). Ce faisant, ils ont trouvé que α_0 est égal à $4,6 \times 10^{-7}$ s⁻¹.

Par contre, au bassin B du lac Tantaré, les coefficients D_B et α peuvent être négligés étant donné que les eaux profondes du bassin deviennent périodiquement anoxiques (Couture et al., 2008). L'équation 2 peut alors encore être simplifiée comme suit :

$$\left(\frac{\partial[C]}{\partial t}\right)_x = \frac{\partial}{\partial x} \left(\phi D_s \frac{\partial[C]}{\partial x} \right) + R_{net}^C \quad (4)$$

Pour résoudre les équations 2 ou 4, le coefficient de diffusion effectif D_s de l'élément considéré doit aussi être connu. Selon Berner (1980), ce coefficient est égal à $\phi^2 D_w$, où D_w est le coefficient de diffusion de l'élément dans l'eau pure. Or, puisque ce coefficient varie en fonction de la spéciation, on choisira une valeur de D_w correspondant à celle de l'espèce majoritaire telle que prédite par calculs thermodynamiques. Comme précisé à la section 3.4, selon les calculs avec WHAM 7.0, les TR dans les eaux porales des bassins A et B sont majoritairement complexés avec l'acide fulvique. Cependant, puisque les valeurs de D_s pour les complexes des TR avec l'acide fulvique ne sont pas disponibles dans la littérature, le coefficient de diffusion effectif de l'acide fulvique corrigé pour la température *in situ* (4°C) a été utilisé pour calculer R_{net}^{TR} . La correction pour la température *in situ* (4°C) fut effectuée à l'aide de l'équation de Stokes-Einstein (Zhang et al., 1995) :

$$\log D = \left(\frac{1.37023 \cdot (T-25) + 8.36 \times 10^{-4} (T-25)^2}{109+T} \right) + \log \left(\frac{D_w 25 \cdot (273+T)}{298} \right) \quad (5)$$

où T est la température en °C et D_{w25} le coefficient de diffusion de l'acide fulvique dans l'eau à 25°C. À la température *in situ*, soit 4°C, ce coefficient est alors de $1,4 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$.

Enfin, si on présume l'existence d'un état stationnaire ($\partial\phi[C]/\partial t \sim 0$), c'est-à-dire que l'échelle de temps à laquelle varient les concentrations des TR à une profondeur donnée dans les eaux porales est longue par rapport à celle à laquelle se produisent les réactions, il est alors possible d'estimer les vitesses nettes des réactions qui piègent ou remobilisent les TR dans les sédiments (R_{net}^{TR}) en résolvant numériquement l'équation 2 (bassin A) ou 3 (bassin B) à l'aide du programme informatique PROFILE (Berg et al., 1998b).

Par la méthode des moindres carrés, ce programme trouve le meilleur ajustement possible entre les valeurs expérimentales et les valeurs simulées et fournit un taux net de réaction (R_{net}^{TR}) pour chaque intervalle de profondeur. Par calculs statistiques, PROFILE estime en outre si les valeurs de (R_{net}^{TR}) d'intervalles de profondeur adjacents peuvent être combinées sans altérer la qualité de l'ajustement.

Les résultats de cette modélisation des profils moyens des TR dans les eaux interstitielles sont présentés aux figures 4.1, 4.2 et 4.3, respectivement pour le mois de juillet 2012 au bassin A et pour les mois de juillet et d'octobre 2011 au bassin B. Au bassin A, on constate que les profils de TR sont caractérisés par une seule zone de consommation entre l'interface eau-sédiment et 10 cm de profondeur. Les R_{net}^{TR} les plus élevés ($\sim 10^{-20} \text{ mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$) sont trouvés pour les LTR et les plus faibles ($\sim 10^{-22}$ - $10^{-23} \text{ mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$) pour les HTR.

Par contre, en juillet 2011 au bassin B, la modélisation des profils suggère qu'il y a une zone de production de TR dissoutes entre l'interface eau-sédiment et 5 cm de profondeur et une zone de consommation entre 5 cm et 10 cm de profondeur. Les R_{net}^{TR} varient cette fois entre $10^{-19} \text{ mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$ pour les TRL et $10^{-21} \text{ mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$ pour les HTR. Enfin, au mois d'octobre 2011 dans ce même bassin, une seule zone de consommation de TR est constatée entre l'interface eau-sédiment et 10 cm de profondeur et les R_{net}^{TR} varient entre $10^{-20} \text{ mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$ pour les TRL et $10^{-22} \text{ mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$ pour les HTR.

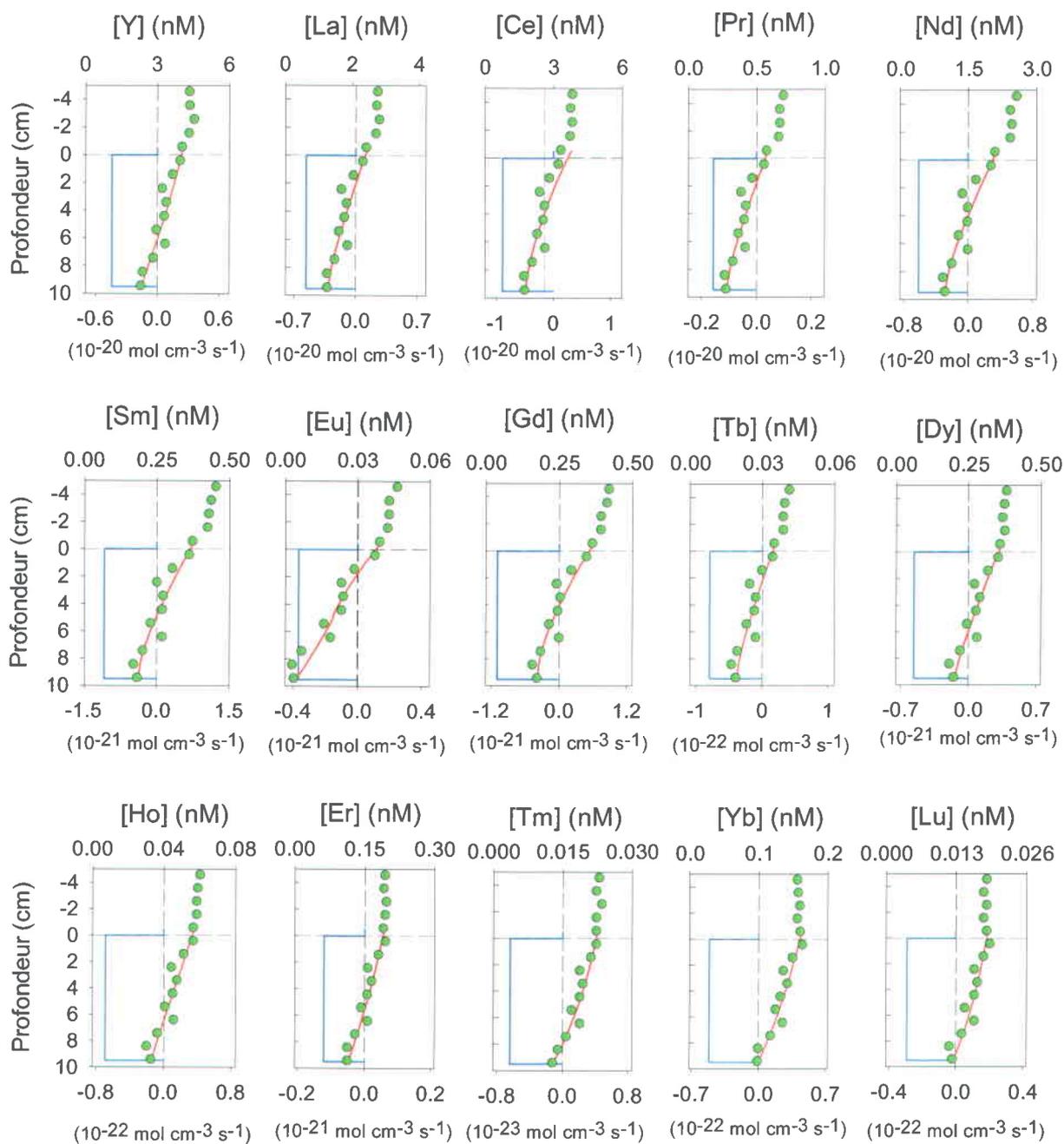


Figure 4.1 : Variations en fonction de la profondeur du taux net des réactions des TR (R_{net}^{TR}) dans les eaux interstitielles au bassin A du lac Tantaré en juillet 2012. Les points, les lignes courbes et les traits rectilignes verticaux représentent respectivement les concentrations moyennes mesurées, les profils simulés et le taux net des réactions.

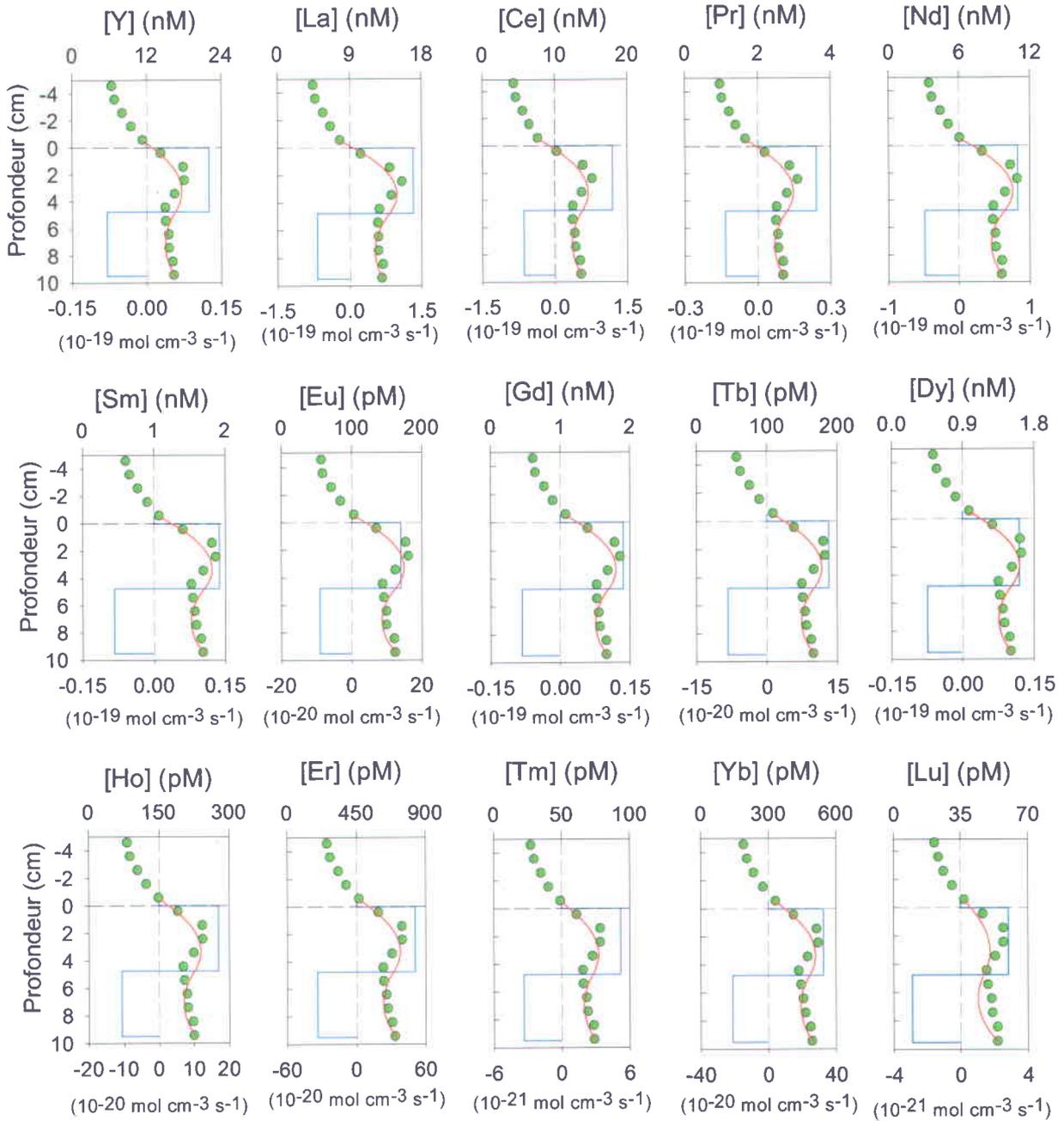


Figure 4.2 : Variations en fonction de la profondeur du taux net des réactions des TR (R_{net}^{TR}) dans les eaux interstitielles au bassin B du lac Tantaré en juillet 2011. Les points, les lignes courbes et les traits rectilignes verticaux représentent respectivement les concentrations moyennes mesurées, les profils simulés et le taux net des réactions.

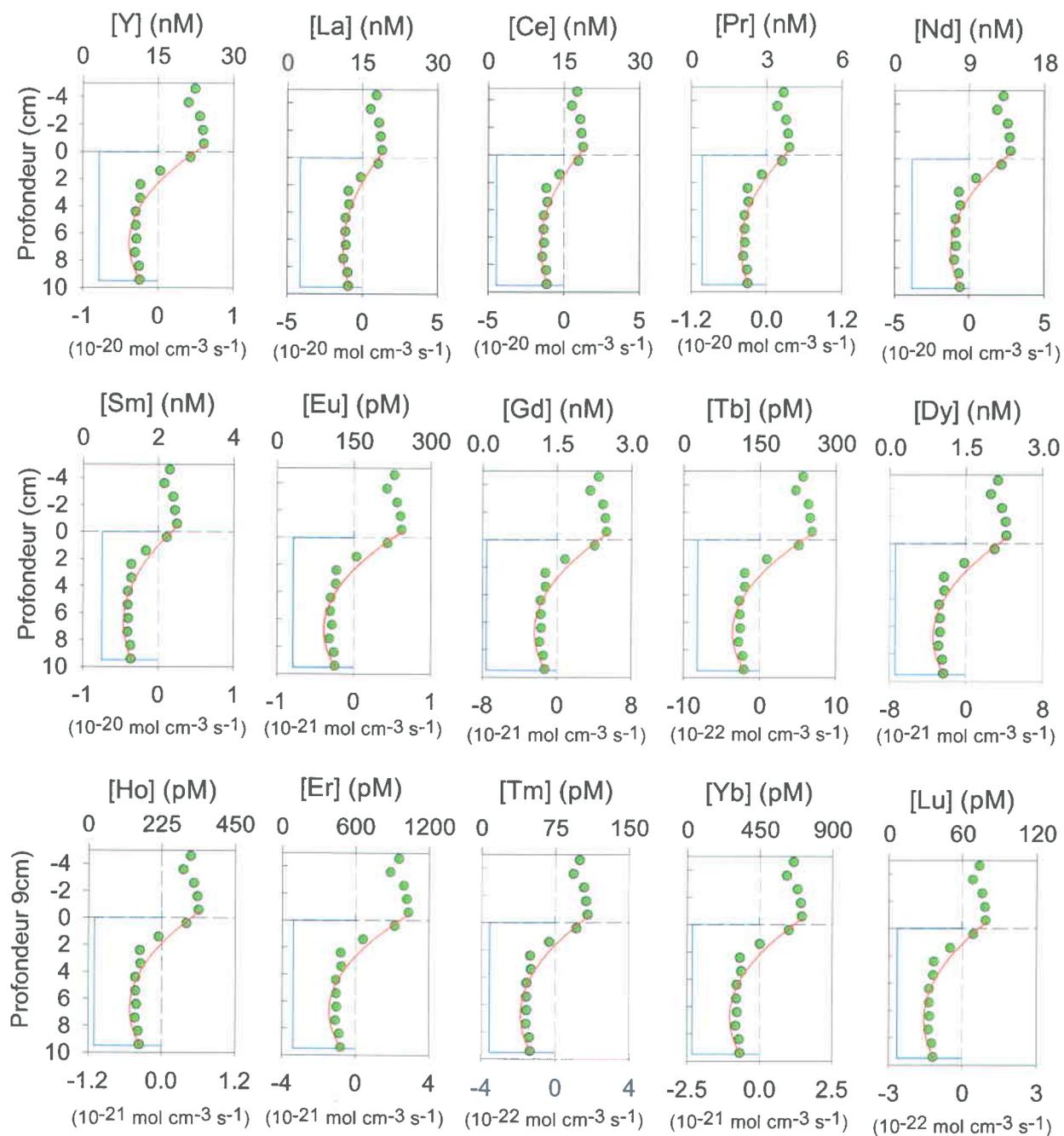


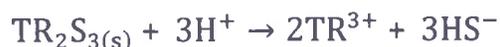
Figure 4.3 : Variations en fonction de la profondeur du taux net des réactions des TR (R_{net}^{TR}) dans les eaux interstitielles au bassin B du lac Tantaré en octobre 2011. Les points, les lignes courbes et les traits rectilignes verticaux représentent respectivement les concentrations moyennes mesurées, les profils simulés et le taux net des réactions.

4.2 Réactions impliquant les TR dans les sédiments

Les résultats de cette étude et leur modélisation indiquent que, comme beaucoup d'autres éléments traces, les TR participent à des réactions de remobilisation et de précipitation dans les sédiments. Bien que les présentes données soient insuffisantes pour identifier ces mécanismes réactionnels avec certitude, certaines réactions peuvent tout de même être écartées ou suggérées. Dans la suite de cette section, je discuterai: 1) de l'état de saturation des eaux interstitielles par rapport à des solides de TR, en l'occurrence des sulfures, des carbonates et des hydroxydes; 2) de l'association des TR avec les oxyhydroxydes de Fe; 3) de la coprécipitation des TR avec l'hydroxyde d'Al; 4) de la solubilisation des TR consécutive à une dégradation de la matière organique; et 5) de l'influence du pH sur les concentrations des TR en phase aqueuse.

4.2.1 État de saturation des eaux interstitielles par rapport des solides de TR

Les données obtenues lors de cette étude permettent de vérifier l'état de saturation des eaux interstitielles par rapport à des sulfures de TR, notamment ceux de La, Ce et Nd, pour lesquels des constantes de réactions sont données dans la littérature. La réaction de dissolution d'un sulfure de TR s'écrit :



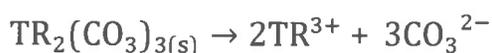
et les logarithmes des constantes des réactions de dissolution ($\log K$) de $\text{La}_2\text{S}_{3(s)}$, $\text{Ce}_2\text{S}_{3(s)}$ et $\text{Nd}_2\text{S}_{3(s)}$ sont respectivement 26,3, 28,7 et 37,8 (Licht, 1988). Les eaux interstitielles seront sous-saturées, saturées ou sursaturées vis-à-vis du solide considéré lorsque l'indice de saturation (IS) est respectivement inférieur, égal ou supérieur à zéro. Cet indice est défini par l'équation suivante :

$$\text{IS} = \text{Log} \frac{\text{PAI}}{K} \quad (6)$$

où PAI est le produit d'activité ionique de la réaction ($\text{PAI} = ([\text{TR}^{3+}]^2 \times [\text{HS}^-]^3)/[\text{H}^+]^3$). Les résultats de tels calculs indiquent que les valeurs des indices de saturation (IS) sont de l'ordre de -50 à toutes les profondeurs dans les eaux interstitielles du bassin A au mois de juillet 2012 et du bassin B aux mois de juillet et d'octobre 2011. Par conséquent, les eaux interstitielles sont

fortement insaturées par rapport aux sulfures de La, de Ce et de Nd. La cause des zones de consommation de TR dissoutes observées entre l'interface eau-sédiment et 10 cm de profondeur au bassin A en juillet 2112 et au bassin B en octobre 2011 et entre l'interface eau-sédiment et 5 cm de profondeur au bassin B en juillet 2011 ne résulterait donc pas de la précipitation de sulfures de TR.

Un exercice de calcul semblable peut être mené pour vérifier l'état de saturation des eaux interstitielles par rapport aux carbonates de TR. La réaction de dissolution d'un tel composé s'écrit :



et les logarithmes des constantes des réactions de dissolution des carbonates de TR sont présentés au tableau 4.1.

Solide	log K	Référence
Y ₂ (CO ₃) ₃	-31,52	Firsching et Mohammadzadel, 1986
La ₂ (CO ₃) ₃	-29,91	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Ce ₂ (CO ₃) ₃	-	-
Pr ₂ (CO ₃) ₃	-33,19	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Nd ₂ (CO ₃) ₃	-34,10	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Sm ₂ (CO ₃) ₃	-34,41	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Eu ₂ (CO ₃) ₃	-35,03	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Gd ₂ (CO ₃) ₃	-35,45	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Tb ₂ (CO ₃) ₃	-34,86	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Dy ₂ (CO ₃) ₃	-33,97	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Ho ₂ (CO ₃) ₃	-32,8	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Er ₂ (CO ₃) ₃	-28,25	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Tm ₂ (CO ₃) ₃	-31,58	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Yb ₂ (CO ₃) ₃	-31,67	Firsching et Mohammadzadel, 1986
Lu ₂ (CO ₃) ₃	-32,16	Firsching et Mohammadzadel, 1986

Tableau 4.1 : Logarithme des constantes des réactions de dissolution des carbonates de TR.

Comme expliqué précédemment, l'indice de saturation des eaux interstitielles par rapport à ces composés peut être calculé à l'aide de l'équation 6, où $PAI = [CO_3^{2-}]^3/[TR^{3+}]^2$. Les résultats de ces calculs indiquent que les indices de saturation des carbonates de toutes les TR sont toujours nettement inférieures à zéro ($IS \sim -45$) dans les eaux interstitielles des deux bassins. Ainsi, la précipitation de tels solides est hautement improbable.

Enfin, on peut aussi évaluer l'état de saturation des eaux interstitielles par rapport aux hydroxydes de TR sur la base de la réaction suivante, pour laquelle le $PAI = [TR^{3+}]/[H^+]^3$, et des constantes données au tableau 4.2.



Les calculs révèlent cette fois des indices de saturation de l'ordre de -10 , lesquels suggèrent que les eaux interstitielles sont nettement insaturées par rapport aux hydroxydes de TR. La précipitation de ces composés ne constitue donc pas non plus une cause probable de fixation de TR en phase solide.

Solide	log K	Référence
Y(OH) ₃	17,5	Baes et Mesmer, 1976
La(OH) ₃	20,3	Baes et Mesmer, 1976
Ce(OH) ₃	19,9	Baes et Mesmer, 1976
Pr(OH) ₃	19,5	Baes et Mesmer, 1976
Nd(OH) ₃	18,6	Baes et Mesmer, 1976
Sm(OH) ₃	16,5	Baes et Mesmer, 1976
Eu(OH) ₃	17,5	Baes et Mesmer, 1976
Gd(OH) ₃	15,6	Baes et Mesmer, 1976
Tb(OH) ₃	16,5	Baes et Mesmer, 1976
Dy(OH) ₃	15,9	Baes et Mesmer, 1976
Ho(OH) ₃	15,4	Baes et Mesmer, 1976
Er(OH) ₃	15,0	Baes et Mesmer, 1976
Tm(OH) ₃	15,0	Baes et Mesmer, 1976
Yb(OH) ₃	14,7	Baes et Mesmer, 1976
Lu(OH) ₃	14,5	Baes et Mesmer, 1976

Tableau 4.2 : Logarithme des constantes des réactions de dissolution des hydroxydes de TR.

4.2.2 Association des TR avec les oxyhydroxydes de Fe

Plusieurs auteurs ont suggéré que les TR s'associent par adsorption ou coprécipitation aux oxyhydroxydes de Fe en milieu marin (p. ex. De Baar et al., 1988; Sholkovitz et al., 1989 :1992; Haley et al., 2004). Dans les sédiments du lac Tantaré, l'association des TR avec ces composés ne paraît toutefois pas être importante. D'une part, la formation d'oxyhydroxydes de Fe est marginale, voire négligeable, dans les sédiments du bassin B puisque ce dernier devient périodiquement anoxique. D'autre part, même si les sédiments de surface (0–2 cm) du bassin A contiennent des concentrations élevées d'oxyhydroxydes de Fe, lesquels sont remobilisés sous environ 2 cm de profondeur (Couture et al., 2008; Chappaz et al., 2010), aucune zone de production de TR dissoutes n'est observée dans les eaux interstitielles des sédiments du bassin A entre l'interface eau–sédiment et 10 cm de profondeur (figure 4.1). Ainsi, on peut conclure que le recyclage diagénétique en boucle des oxyhydroxydes de Fe dans les sédiments du lac Tantaré n'affecte pas de façon significative la remobilisation et la redistribution post-dépôt des TR dans ces sédiments.

4.2.3 Fixation des TR en phase solide consécutive à la formation de $\text{Al}(\text{OH})_3$

La modélisation des profils des TR dans les eaux interstitielles indique que, en juillet 2012 au bassin A et en octobre 2011 au bassin B, toutes les TR sont fixées en phase solide entre l'interface eau–sédiment et 10 cm de profondeur (voir figures 4.1 et 4.3). Une zone de précipitation est également visible en juillet 2011 au bassin B, entre 5 et 10 cm de profondeur (figure 4.2). Étant donné que le pH et les concentrations de COD augmentent avec la profondeur dans les sédiments au cours de ces périodes tandis que les concentrations des TR en solution diminuent, une précipitation d'acides fulviques et humiques qui entraînerait les TR associées à ces substances est fortement improbable. Par ailleurs, les TR n'étant pas des éléments que l'on rencontre associés avec le soufre, il est également très improbable que leur fixation en phase solide soit attribuable à leur sorption sur les phases de sulfure de Fe (FeS , FeS_2) se formant dans les sédiments ou à leur co-précipitation avec ces minéraux, dont la présence a été mise en évidence dans les sédiments des bassins A et B (Feyte et al., 2012; Couture, communication personnelle). D'après le professeur Norton de l'université du Maine (communication personnelle), la fixation de TR en phase solide dans les sédiments lacustres pourrait toutefois résulter de la formation d'hydroxydes d'Al. Cette réaction s'écrit :



et le logarithme de sa constante d'équilibre ($\log K$) varie selon la structure du minéral formé; il serait respectivement de -8.11 , -9.35 et -10.8 pour la gibbsite cristalline, la gibbsite microcristalline et l'hydroxyde d'Al amorphe (Stumm et Morgan, 1996).

L'indice de saturation (IS) des eaux interstitielles des sédiments des bassins A et B par rapport à $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ peut être calculé à partir de l'équation (6) où PAI est le produit d'activité ionique de la réaction ($\text{PAI} = [\text{H}^+]^3/[\text{Al}^{3+}]$). Or, tel que le montrent les résultats illustrés à la figure 4.4, les valeurs de IS pour chacune des formes d'hydroxyde d'Al sont relativement constantes en fonction de la profondeur dans les sédiments et s'approchent de zéro pour au moins une des formes. Ainsi, il apparaît que la solubilité de $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ pourrait contrôler les concentrations de Al dissous dans les eaux porales. Si tel était le cas, la diminution des concentrations en Al avec la profondeur observée au bassin B en octobre 2011, laquelle est accompagnée d'une augmentation du pH, serait due à la formation de $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$. Bien que plausible, l'hypothèse voulant que les TR pourraient être séquestrées en phase solide lors d'une telle réaction reste cependant entièrement à démontrer.

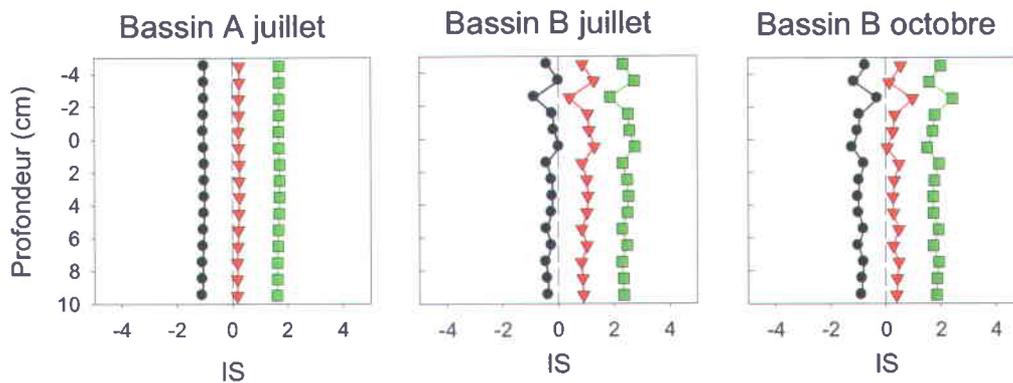


Figure 4.4 : Variations en fonctions de la profondeur de l'indice de saturation (IS) des eaux interstitielles du bassin A en juillet 2012 et du bassin B en juillet et en octobre 2011 vis-à-vis la gibbsite cristalline (cercles), microcristalline (triangles) et amorphe (carrés).

4.2.4 Solubilisation des TR suite à la dégradation de la MO

En juillet 2011 au bassin B, une zone de production de TR dissoutes est présente entre l'interface eau-sédiment et 5 cm de profondeur (figure 4.2). Comme il a été discuté

précédemment, cette remobilisation des TR ne peut pas être associée à la réduction des oxydes de Fe et de Mn, comme ce fut proposé par plusieurs auteurs d'études en milieu marin (p. ex. Elderfield et Sholkovitz 1987; Sholkovitz et al., 1989,1992; Haley et al., 2004). Par contre, la dégradation microbienne de la matière organique pourrait potentiellement produire des TR dans les eaux interstitielles. Selon Haley et al. (2004), en milieu marin, les TR seraient incorporées à la matière organique dans les eaux de surface lors de la photosynthèse et remobilisées dans les eaux interstitielles des sédiments de surface lorsque cette matière organique est dégradée au cours des stades précoces de la diagenèse des sédiments. Ces auteurs et d'autres (Kim et al., 2012; Himmler et al., 2013) ont en outre montré que les HTR sont davantage impliquées dans ce processus que les autres TR, étant donné que les rapports normalisés de l'abondance des HTR par rapport à un shale de référence étaient beaucoup plus élevés que ceux des MTR et des LTR. Le spectre de l'abondance normalisée des TR dans les eaux interstitielles suite à une remobilisation découlant de la matière organique serait en fait très différent de celui résultant d'une remobilisation due à la réduction des oxyhydroxydes de Fe (figure 4.5; Haley et al. 2004; Kim et al. 2012). Lors de la réduction des oxyhydroxydes de Fe et de Mn, ce sont apparemment les MTR qui sont préférentiellement mis en solution.

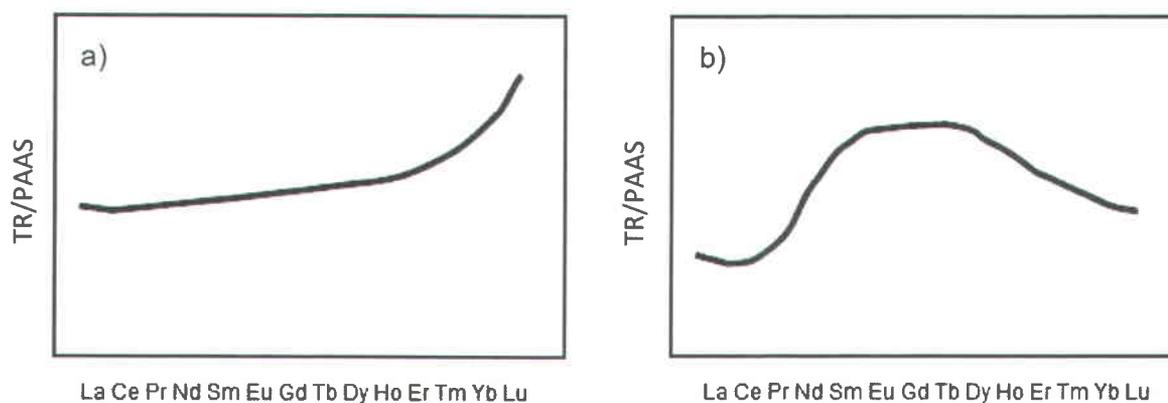
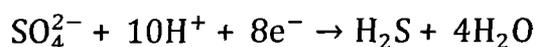


Figure 4.5 Spectres caractéristiques selon Haley et al. (2004) et Kim et al. (2012) de l'abondance normalisée des TR remobilisées dans les eaux interstitielles lorsque le processus de remobilisation résulte (a) de l'oxydation de la matière organique et (b) de la réduction des oxyhydroxydes de Fe.

Trois raisons portent à penser que la remobilisation des TR dans les eaux interstitielles des sédiments du bassin B en juillet 2011 résulte de l'oxydation de matière organique labile (non réfractaire) à laquelle les TR sont associées. D'abord, la zone de remobilisation se trouve immédiatement sous l'interface eau-sédiment. Ensuite, une telle zone de remobilisation de TR n'est pas observée en octobre mais est très clairement apparente en juillet, c'est-à-dire pendant la période où la production de phytoplancton est probablement la plus importante. Enfin, tel que le montre la figure 3.7, le spectre de l'abondance relative des TR normalisées par rapport aux sédiments mêmes du bassin révèle que les HTR sont davantage remobilisées dans les eaux porales que les MTR et les LTR si on fait exception de La et Y, comme dans les études de Haley et al. (2004) et Kim et al. (2012).

4.2.5 Influence du pH sur les concentrations des TR en phase aqueuse

Comme il a été décrit précédemment, les concentrations des TR dissoutes sont de 2 à 4 fois plus élevées dans les eaux interstitielles du bassin B que dans celles du bassin A (tableau 3.1 et figures 3.1a, 3.2a et 3.3a). Bien que surprenante, cette observation n'est pas attribuable à une contamination des échantillons ou à des erreurs analytiques, puisque d'autres paramètres diffèrent de manière importante d'un bassin à l'autre. Par exemple, les valeurs moyennes ($n=5$) du pH et des concentrations en COD ($n=5$) dans les eaux sus-jacentes aux sédiments étaient respectivement de $6,6 \pm 0,3$ et de $5,2 \pm 3,6$ mg C/L au bassin B en juillet 2011 alors qu'elles étaient respectivement de $5,5 \pm 0,1$ et de $2,3 \pm 0,2$ mg C/L au bassin A en juillet 2012. Cette différence d'environ une unité de pH entre les deux bassins est particulièrement notable et pourrait potentiellement s'expliquer par le fait que la réaction de réduction du sulfate pour l'oxydation de la matière organique est moins importante au bassin A, où cette réaction ne se produit que dans les sédiments étant donné l'oxygénation permanente de la colonne d'eau, qu'au bassin B, lequel est périodiquement anoxique. Selon la stœchiométrie de la réaction, dix moles de H^+ sont consommées pour chaque mole de SO_4^{2-} réduit (Berner, 1980) :



Or, des valeurs de pH plus élevées au bassin B qu'au bassin A pourraient avoir pour conséquence d'y maintenir en solution davantage d'acides fulviques et humiques, ceux-ci ayant tendance à précipiter en condition acide, et donc peut-être aussi de TR puisque celles-ci sont majoritairement complexées avec ces acides selon nos prédictions thermodynamiques.

4.3 Empreinte de la diagénèse sur les enregistrements sédimentaires des TR

Les taux nets de production et de consommation des TR dans les eaux interstitielles ayant été déterminés à la section 4.1, il est possible de quantifier la redistribution post-dépôt des éléments dans la colonne de sédiments et ainsi apprécier l'influence de la diagénèse sur les enregistrements sédimentaires des TR. En effet, les TR produites dans les eaux porales sont autant de TR soustraites aux sédiments et inversement, les TR consommées dans les eaux porales sont autant de TR fixées en phase solide. Ceci peut s'exprimer sous la forme de l'équation suivante (Laforte et al., 2005; Chappaz et al., 2008):

$$R_{net}^{TR} = \phi \left(\frac{d[TR]}{dt} \right) = -m \left(\frac{d\{TR\}}{dt} \right) \quad (7)$$

où m représente la densité du sédiment sec par unité de volume dans une couche de sédiment (g cm^{-3}), $[TR]$ la concentration d'une TR dans l'eau interstitielle et $\{TR\}$ sa teneur dans les sédiments. De l'équation 7, on peut tirer :

$$d\{TR\} = -\frac{R_{net}^{TR}}{m} dt = -\frac{R_{net}^{TR}}{m v_s} dx \quad (8)$$

et

$$\{TR\}_{diagénétique} = -\int_{x=0}^{x=x_i} \frac{R_{net}^{TR}}{m v_s} dx \approx -\sum_{x=0}^{x=x_i} \frac{R_{net}^{TR}}{m v_s} \Delta x \quad (9)$$

où v_s représente le taux de sédimentation (cm a^{-1}), x_i la profondeur d'une couche de sédiment et $\{TR\}_{diagénétique}$ la teneur en TR gagnée ou perdue par la phase solide.

Les calculs de $\{TR\}_{diagénétique}$ effectués avec l'équation 9 et les valeurs de R_{net}^{TR} pour chacune des TR dans chacune des zones de réactivité révèlent que les teneurs des TR ajoutées au sédiment ou soustraites de ce dernier ne représentent jamais plus de 3% des teneurs mesurées. Les teneurs des $\{TR\}_{diagénétiques}$ sont ainsi inférieures, voire au plus du même ordre de grandeur, que la précision analytique des mesures. Il en découle que la redistribution post-dépôt des TR dans la colonne de sédiments est négligeable et que les profils des TR dans les sédiments reflètent essentiellement les variations au cours du temps des teneurs des TR dans les particules qui se déposent à l'interface eau-sédiment et non pas la diagénèse.

4.4 Flux des TR

Le flux d'accumulation actuel des TR dans les sédiments de surface (J_{acc}^{TR}) est égal à la somme des flux de TR qui se déposent avec les particules à l'interface eau-sédiment ($J_{dépôt}^{TR}$) et des flux de TR dus à la diffusion moléculaire ($J_{diffusion}^{TR}$), à la bioirrigation ($J_{bioirrigation}^{TR}$) et à la bioturbation ($J_{bioturbation}^{TR}$):

$$J_{acc}^{TR} = J_{dépôt}^{TR} + J_{diffusion}^{TR} + J_{bioirrigation}^{TR} + J_{bioturbation}^{TR} \quad (10)$$

En raison de l'anoxie périodique de l'hypolimnion, les deux derniers flux peuvent toutefois être ignorés au bassin B et l'équation 10 peut être simplifiée comme suit :

$$J_{acc}^{TR} = J_{dépôt}^{TR} + J_{diffusion}^{TR} \quad (11)$$

Le terme $J_{dépôt}^{TR}$ pour une TR peut être estimé en multipliant le taux de sédimentation déterminé pour la couche de surface (0-0,5 cm) dans chacun des bassins (Gobeil et al., 2013) par la concentration de la TR mesurée dans cette couche. Les autres flux sont par ailleurs calculés par PROFILE selon la démarche et les postulats préalablement décrits.

Les valeurs de chacun des flux pour chacune des TR sont données aux tableaux 4.3, 4.4 et 4.5, respectivement pour le bassin A en juillet 2012, le bassin B en juillet 2011 et le bassin B en octobre 2011. Des valeurs positives indiquent un flux vers le sédiment et, inversement, des valeurs négatives indiquent un flux vers la colonne d'eau. Ainsi, à l'exception du flux diffusif au bassin B en juillet 2011, les flux pointent toujours dans la direction du sédiment. Cependant, autant au bassin A qu'au bassin B, les flux de diffusion, de bioirrigation et de bioturbation sont toujours excessivement faibles, voire négligeables en comparaison du flux des TR qui se déposent avec les particules ($J_{dépôt}^{TR}$). En effet, les flux de diffusion, de bioirrigation et de bioturbation représentent moins de 0,1% du flux de dépôt des TR dans les bassins A et B. Bien que les calculs effectués s'appuient sur plusieurs hypothèses, ceux-ci tendent donc à révéler une fois de plus la mobilité plutôt restreinte des TR dans le système lacustre étudié. Soulignons que de telles valeurs de flux pour les TR n'ont à ma connaissance jamais été rapportées dans la littérature pour un autre milieu aquatique.

Élément	$J_{\text{dépôt}}$ (mol cm ⁻² a ⁻¹)	$J_{\text{diffusion}}$ (mol cm ⁻² a ⁻¹)	$J_{\text{bioirrigation}}$ (mol cm ⁻² a ⁻¹)	$J_{\text{bioturbation}}$ (mol cm ⁻² a ⁻¹)	J_{total} (mol cm ⁻² a ⁻¹)
Y	4,67 x 10 ⁻⁶	1,90 x 10 ⁻¹⁰	4,47 x 10 ⁻¹⁰	2,99 x 10 ⁻¹³	4,67 x 10 ⁻⁶
La	4,12 x 10 ⁻⁶	1,98 x 10 ⁻¹⁰	3,90 x 10 ⁻¹⁰	3,11 x 10 ⁻¹³	4,12 x 10 ⁻⁶
Ce	5,91 x 10 ⁻⁶	4,19 x 10 ⁻¹⁰	4,75 x 10 ⁻¹⁰	6,59 x 10 ⁻¹³	5,91 x 10 ⁻⁶
Pr	1,12 x 10 ⁻⁶	5,02 x 10 ⁻¹¹	1,08 x 10 ⁻¹⁰	7,89 x 10 ⁻¹⁴	1,12 x 10 ⁻⁶
Nd	4,18 x 10 ⁻⁶	1,96 x 10 ⁻¹⁰	4,12 x 10 ⁻¹⁰	3,08 x 10 ⁻¹³	4,18 x 10 ⁻⁶
Sm	7,85 x 10 ⁻⁷	3,52 x 10 ⁻¹¹	7,08 x 10 ⁻¹¹	5,52 x 10 ⁻¹⁴	7,85 x 10 ⁻⁷
Eu	8,80 x 10 ⁻⁸	6,29 x 10 ⁻¹²	9,01 x 10 ⁻¹²	9,89 x 10 ⁻¹⁵	8,80 x 10 ⁻⁸
Gd	7,08 x 10 ⁻⁷	4,01 x 10 ⁻¹¹	6,32 x 10 ⁻¹¹	6,29 x 10 ⁻¹⁴	7,08 x 10 ⁻⁷
Tb	7,12 x 10 ⁻⁸	2,72 x 10 ⁻¹²	5,42 x 10 ⁻¹²	4,27 x 10 ⁻¹⁵	7,12 x 10 ⁻⁸
Dy	6,04 x 10 ⁻⁷	2,65 x 10 ⁻¹¹	3,85 x 10 ⁻¹¹	4,16 x 10 ⁻¹⁴	6,04 x 10 ⁻⁷
Ho	8,07 x 10 ⁻⁸	3,43 x 10 ⁻¹²	5,45 x 10 ⁻¹²	5,39 x 10 ⁻¹⁵	8,07 x 10 ⁻⁸
Er	2,25 x 10 ⁻⁷	8,62 x 10 ⁻¹²	1,40 x 10 ⁻¹¹	1,35 x 10 ⁻¹⁴	2,25 x 10 ⁻⁷
Tm	2,38 x 10 ⁻⁸	8,08 x 10 ⁻¹³	1,51 x 10 ⁻¹²	1,27 x 10 ⁻¹⁵	2,38 x 10 ⁻⁸
Yb	1,52 x 10 ⁻⁷	6,78 x 10 ⁻¹²	8,13 x 10 ⁻¹²	1,07 x 10 ⁻¹⁴	1,52 x 10 ⁻⁷
Lu	1,59 x 10 ⁻⁸	6,13 x 10 ⁻¹³	7,74 x 10 ⁻¹³	9,63 x 10 ⁻¹⁶	1,59 x 10 ⁻⁸

Tableau 4.3 : Flux des TR à l'interface eau-sédiment au bassin A du lac Tantaré en juillet 2012.

Élément	J _{dépôt} (mol cm ⁻² a ⁻¹)	J _{diffusion} (mol cm ⁻² a ⁻¹)	J _{bioirrigation} (mol cm ⁻² a ⁻¹)	J _{bioturbation} (mol cm ⁻² a ⁻¹)	J _{total} (mol cm ⁻² a ⁻¹)
Y	6,88 x 10 ⁻⁶	-4,04 x 10 ⁻⁹	-	-	6,87 x 10 ⁻⁶
La	6,97 x 10 ⁻⁶	-4,46 x 10 ⁻⁹	-	-	6,96 x 10 ⁻⁶
Ce	6,78 x 10 ⁻⁶	-4,13 x 10 ⁻⁹	-	-	6,78 x 10 ⁻⁶
Pr	1,48 x 10 ⁻⁶	-4,57 x 10 ⁻¹⁰	-	-	1,48 x 10 ⁻⁶
Nd	5,27 x 10 ⁻⁶	-2,77 x 10 ⁻⁹	-	-	5,27 x 10 ⁻⁶
Sm	9,06 x 10 ⁻⁷	-4,57 x 10 ⁻¹⁰	-	-	9,06 x 10 ⁻⁷
Eu	1,05 x 10 ⁻⁷	-4,51 x 10 ⁻¹¹	-	-	6,00 x 10 ⁻⁸
Gd	8,58 x 10 ⁻⁷	-4,48 x 10 ⁻¹⁰	-	-	8,58 x 10 ⁻⁷
Tb	8,50 x 10 ⁻⁸	-4,33 x 10 ⁻¹¹	-	-	8,50 x 10 ⁻⁸
Dy	7,77 x 10 ⁻⁷	-3,92 x 10 ⁻¹⁰	-	-	7,77 x 10 ⁻⁷
Ho	1,04 x 10 ⁻⁷	-5,56 x 10 ⁻¹¹	-	-	1,04 x 10 ⁻⁷
Er	3,00 x 10 ⁻⁷	-1,66 x 10 ⁻¹⁰	-	-	3,00 x 10 ⁻⁷
Tm	3,08 x 10 ⁻⁸	-1,72 x 10 ⁻¹¹	-	-	3,08 x 10 ⁻⁸
Yb	1,94 x 10 ⁻⁷	-1,08 x 10 ⁻¹⁰	-	-	1,94 x 10 ⁻⁷
Lu	2,14 x 10 ⁻⁸	-8,73 x 10 ⁻¹²	-	-	2,14 x 10 ⁻⁸

Tableau 4.4 : Flux des TR à l'interface eau-sédiment au bassin B du lac Tantaré en juillet 2011.

Élément	$J_{\text{dépôt}}$ (mol cm ⁻² a ⁻¹)	$J_{\text{diffusion}}$ (mol cm ⁻² a ⁻¹)	$J_{\text{bioirrigation}}$ (mol cm ⁻² a ⁻¹)	$J_{\text{bioturbation}}$ (mol cm ⁻² a ⁻¹)	J_{total} (mol cm ⁻² a ⁻¹)
Y	6,88 x 10 ⁻⁶	5,26 x 10 ⁻⁹	-	-	6,88 x 10 ⁻⁶
La	6,97 x 10 ⁻⁶	2,77 x 10 ⁻⁹	-	-	6,97 x 10 ⁻⁶
Ce	6,78 x 10 ⁻⁶	3,53 x 10 ⁻⁹	-	-	6,78 x 10 ⁻⁶
Pr	1,48 x 10 ⁻⁶	6,85 x 10 ⁻¹⁰	-	-	1,48 x 10 ⁻⁶
Nd	5,27 x 10 ⁻⁶	2,54 x 10 ⁻⁹	-	-	5,28 x 10 ⁻⁶
Sm	9,06 x 10 ⁻⁷	5,01 x 10 ⁻¹⁰	-	-	9,07 x 10 ⁻⁷
Eu	1,05 x 10 ⁻⁷	5,30 x 10 ⁻¹¹	-	-	1,05 x 10 ⁻⁷
Gd	8,58 x 10 ⁻⁷	5,10 x 10 ⁻¹⁰	-	-	8,59 x 10 ⁻⁷
Tb	8,50 x 10 ⁻⁸	5,48 x 10 ⁻¹¹	-	-	8,51 x 10 ⁻⁸
Dy	7,77 x 10 ⁻⁷	5,00 x 10 ⁻¹⁰	-	-	7,78 x 10 ⁻⁷
Ho	1,04 x 10 ⁻⁷	7,43 x 10 ⁻¹¹	-	-	1,04 x 10 ⁻⁷
Er	3,00 x 10 ⁻⁷	2,28 x 10 ⁻¹⁰	-	-	3,01 x 10 ⁻⁷
Tm	3,08 x 10 ⁻⁸	2,40 x 10 ⁻¹¹	-	-	3,08 x 10 ⁻⁸
Yb	1,94 x 10 ⁻⁷	1,57 x 10 ⁻¹⁰	-	-	1,94 x 10 ⁻⁷
Lu	2,14 x 10 ⁻⁸	1,77 x 10 ⁻¹¹	-	-	2,14 x 10 ⁻⁸

Tableau 4.5 : Flux des TR à l'interface eau-sédiment au bassin B du lac Tantaré en octobre 2011.

4.5 Reconstitution des variations chronologiques du dépôt des TR

Le taux de sédimentation aux bassins A et B du lac Tantaré n'a pas été constant au cours du dernier siècle et demi et fut moins élevé au bassin A qu'au bassin B; selon Tessier et al. (2013), il aurait varié respectivement entre 2,6 et 8,1 g cm⁻² a⁻¹ et entre 3 et 11 g cm⁻² a⁻¹ pendant cette période. L'âge des couches de sédiments étant aussi connu (Tessier et al., 2013), puisqu'il s'obtient simultanément au taux de sédimentation par la méthode du ²¹⁰Pb, et considérant que les quantités de TR redistribuées dans la colonne de sédiments après leur dépôt sont négligeables par rapport aux teneurs mesurées, le flux d'une TR qui se dépose à l'interface eau-sédiment à un temps t donné (J^{TR}) se calcule par la relation suivante :

$$J^{TR} = \{TR_t\} \cdot \omega_t \quad (12)$$

où ω_t est le taux d'accumulation des sédiments au temps t et $\{TR_t\}$ la teneur de la TR dans la couche de sédiment correspondant au temps t . Les variations chronologiques du flux des TR déposées à l'interface eau-sédiment peuvent ainsi être reconstituées.

La figure 4.6 illustre l'évolution temporelle de J^{TR} aux bassins A et B depuis le début du 19^{ième} siècle jusqu'à aujourd'hui. Les profils présentés sont très semblables pour toutes les TR. Ils révèlent que J^{TR} a été relativement constant au cours du 19^{ième} siècle dans les deux bassins et qu'il n'y avait pas de différence marquée des valeurs de J^{TR} entre les deux bassins. Cette similitude des valeurs de J^{TR} entre les deux bassins n'est toutefois pas retrouvée au 20^{ième} siècle. En effet, au cours du dernier siècle, les flux des TR ont été supérieurs à ceux estimés précédemment et une différence prononcée est constatée entre les deux bassins. On peut noter ici que cet écart s'explique pour une large part par le taux de sédimentation moins élevé au bassin A qu'au bassin B.

Les profils chronologiques des TR exposés dans la présente étude ne peuvent être comparés à d'autres étant donné l'absence de ce type de données dans la littérature actuelle. Les valeurs plus élevées de J^{TR} au cours 20^{ième} siècle par rapport au siècle précédent sont néanmoins cohérentes avec certains travaux publiés récemment. D'une part, on sait qu'au cours du 20^{ième} siècle la combustion de carburants fossiles de toutes sortes a augmenté significativement et que cette activité constitue une source de contamination en TR pour l'atmosphère (Yang et al., 1993). Dans leur étude canadienne récente sur l'origine des lanthanides dans les particules atmosphériques, Celo et al. (2012) soutiennent notamment que les industries de raffinage du pétrole sont une source anthropique non négligeable de TR dans l'atmosphère. Des TR aéroportées sur de longues distances sont donc probablement venues se déposer au lac Tantaré et s'accumuler dans les sédiments. Bien que le lac Tantaré possède un bassin versant non développé par l'homme, de nombreux travaux réalisés à l'INRS ont montré que ce lac reçoit et accumule des contaminants de toutes sortes via l'atmosphère (p. ex. Gallon et al., 2005; Couture et al. 2008). Les travaux récents de Gobeil et al. (2013) ont de plus mis en évidence par des mesures isotopiques que la contamination du lac Tantaré origine de sources pouvant se situer aussi loin que le Midwest américain.

Les retombées atmosphériques de TR de sources anthropiques pourraient cependant ne pas être la seule cause des valeurs plus élevées de J^{TR} au 20^{ième} siècle par rapport au siècle précédent. En effet, considérant que l'accroissement des émissions de SO_2 et de NO_x ont acidifié les précipitations et les eaux de surface du Bouclier canadien au cours du 20^{ième} siècle (Shannon, 1999), il est permis de penser que la lixiviation des TR du socle du Bouclier canadien

a été accentuée par ce phénomène au cours du dernier siècle et que de ceci aurait résulté en une augmentation de l'accumulation des TR dans les sédiments des lacs du Bouclier canadien. Cette hypothèse est appuyée par les travaux de Goldstein et Jacobsen (1988), lesquels concluent que les concentrations des TR sont inversement corrélées au pH et ainsi les concentrations en TR les plus élevées seraient mesurées à un pH acide. Ils ont par ailleurs estimé que les rivières du Bouclier canadien ayant un pH acide entraînent à elles seules 80% de la totalité du flux nord-américain de Nd à l'océan Atlantique. Donc, l'acidité des précipitations et des eaux de surface aurait vraisemblablement pu causer une lixiviation plus importante des TR lessivables à l'acide du bassin versant et ainsi augmenter leur accumulation dans les sédiments des bassins A et B.

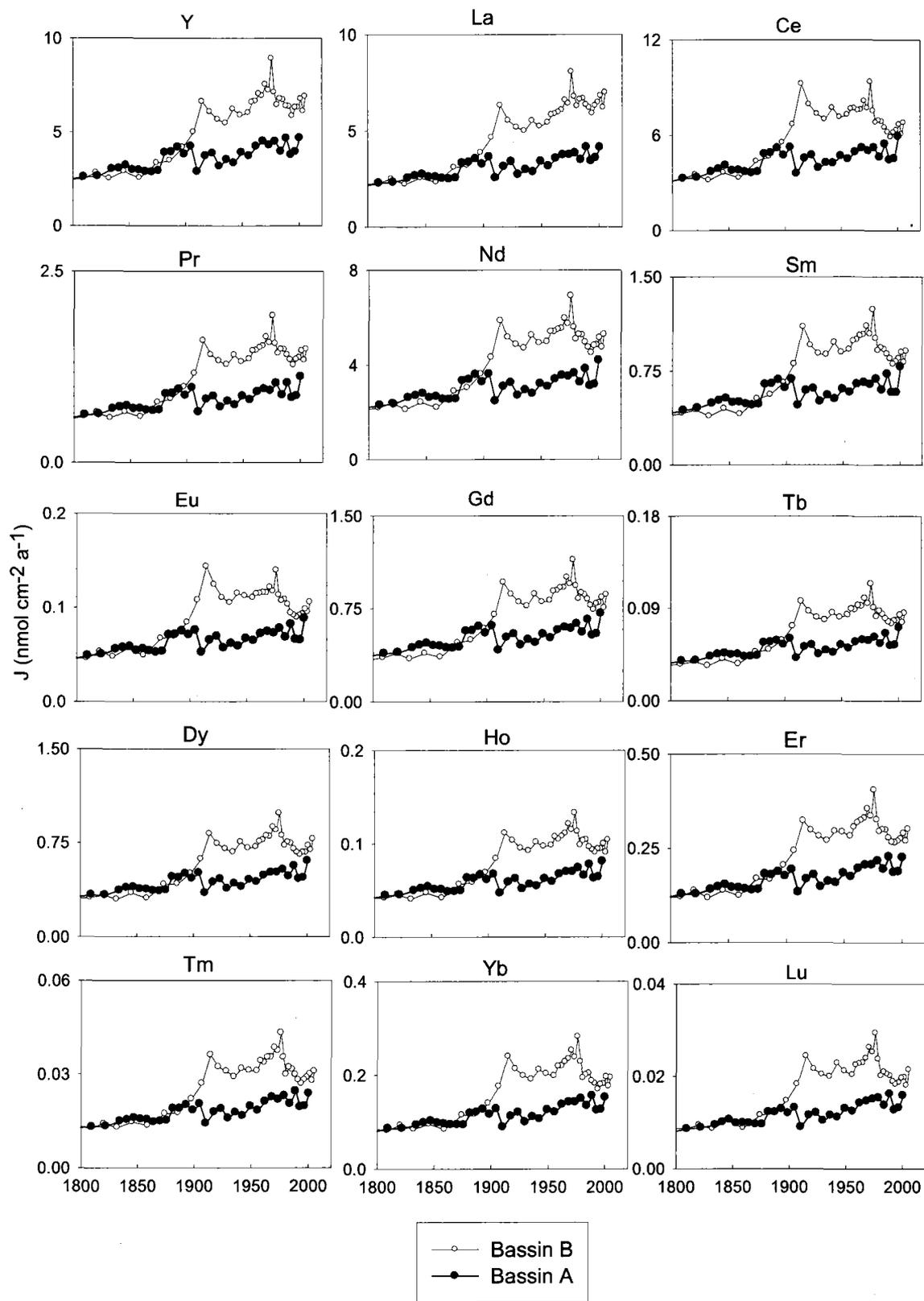


Figure 4.6 : Flux (J) des TR dans les sédiments des bassins A et B du lac Tantaré.

5 CONCLUSION

Cette étude rapporte à ma connaissance les premiers résultats sur les TR pour des eaux interstitielles de sédiments lacustres. Ceux-ci révèlent que les TR ont une forte tendance à s'associer aux acides fulviques dans de telles eaux naturelles et que, comme beaucoup d'autres éléments traces, elles participent à des réactions de remobilisation et de fixation au cours des stades précoces de la diagenèse des sédiments. Les données de la présente étude se sont toutefois avérées insuffisantes pour identifier clairement les réactions en cause, bien que des hypothèses aient été émises. Ainsi, il apparaît probable que les concentrations des TR dissoutes soient très influencées par les variations de pH du milieu lorsqu'elles sont complexées avec des substances fulviques; les concentrations en TR dissoutes tendent alors à être plus élevées lorsque les valeurs du pH sont aussi plus élevées. Il apparaît en outre plausible que les TR soient séquestrées en phase solide lors de la formation authigène d'hydroxyde d'aluminium dans les sédiments. Les résultats obtenus dans cette étude font enfin ressortir une possible remobilisation des TR dans les eaux interstitielles des sédiments lors de l'oxydation de la matière organique labile à laquelle les TR s'associent dans la colonne d'eau. Cette dernière hypothèse est notamment appuyée par le spectre de l'abondance des TR normalisée par rapport aux sédiments, lequel montre, comme ce qui a été observé en milieu marin, que les HTR sont davantage remobilisées dans les eaux poreuses que les MTR et les LTR.

Cette étude est en outre la première à tenter d'interpréter les enregistrements sédimentaires des TR dans un contexte historique. Bien que les TR participent à des réactions dans les sédiments, j'ai été en mesure de démontrer que les quantités impliquées dans ces réactions sont très faibles et que la redistribution post-dépôt de ces éléments est négligeable, voire de l'ordre de grandeur de l'erreur analytique des mesures des teneurs dans les sédiments. La remobilisation post-dépôt n'ayant qu'un impact mineur sur les enregistrements sédimentaires, ceux-ci ont pu être utilisés pour reconstituer les variations chronologiques du dépôt des TR dans les sédiments aux deux sites d'études. Les résultats montrent que le flux de dépôt des TR a été relativement plus élevé au cours du 20^{ème} siècle que précédemment. Cette observation peut raisonnablement être attribuée à une retombée atmosphérique accrue au cours du dernier siècle de TR due à des activités humaines comme la combustion de carburants fossiles et l'incinération de déchets, mais aussi à l'acidification des eaux de surface du Bouclier canadien.

Ce travail demeure évidemment modeste et beaucoup reste à faire pour approfondir notre compréhension de la géochimie environnementale des TR en milieu lacustre. Je suggère notamment que la spéciation des TR et leur réactivité dans les eaux porales devraient être étudiées dans des lacs dont les caractéristiques diffèrent de celles des lacs généralement acides du Bouclier canadien dans lesquels les oxyhydroxydes de Mn sont souvent absents. Des recherches portant sur des eaux porales de lacs alcalins seraient en ce sens très souhaitables et elles permettraient entre autres de mieux évaluer la capacité de complexation des ions carbonate vis-à-vis des TR et de clarifier le rôle des oxyhydroxydes de Mn sur leur comportement à l'interface eau-sédiment. Enfin, la conclusion avancée dans ce mémoire concernant une augmentation du dépôt atmosphérique des TR au cours du 20^{ème} siècle mériterait d'être corroborée par l'analyse d'autres carottes de sédiments après avoir quantifié la redistribution post-dépôt des TR, peut-être même des sédiments laminés, et éventuellement d'autres types d'archives environnementales.

BIBLIOGRAPHIE

- ALFARO-DE LA TORRE C. et Tessier A. (2001) Géochimie du cadmium dans un lac oligotrophe acide. Thèse de doctorat, Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre et Environnement, 189 pages.
- ALFARO-DE LA TORRE M.C. et Tessier A. (2002) Cadmium deposition and mobility in the sediments of an acidic oligotrophic lake. *Geochimica Cosmochimica Acta* **66**: 3549-3562.
- ANDERSON L.B. et Macero D.J. (1963) The formal reduction potential of the europium(III)-europium(II) system. *Journal of Physical Chemistry* **67**: 1942.
- BAES C.F. et Mesmer R.E. (1986) The hydrolysis of cations. John Wiley & sons, New York. 489 pages.
- BAU M. (1999) Scavenging of dissolved yttrium and rare earths by precipitating iron oxyhydroxide : Experimental evidence for Ce oxidation, Y-Ho fractionation and lanthanide tetrad effect. *Geochimica Cosmochimica Acta* **63**: 67-77.
- BAYON G., Barrat J.A., Etoubleau J., Benoit M., Bollinger C. et Révillon S. (2009) Determination of rare earth elements, Sc, Y, Zr, Ba, Hf et Th in geological samples by ICP-MS after Tm addition and alkaline fusion. *Geostandards and Geoanalytical Research* **33**: 51-62.
- BERG P., Risgaard-Petersen N., et Rysgaard S. (1998b). Interpretation of measures concentration profiles in sediment porewater. *Limnology and Oceanography*. **43**: 1500-1510.
- BERNER R.A. (1971) *Principles of chemical sedimentology*, McGraw Hill, 240 pages.
- BERNER R.A. (1980). *Early diagenesis: a theoretical approach*. Princeton University Press, New York.
- BOUDREAU B.P. (1984) On the equivalence of nonlocal and radial-diffusion models for porewater irrigation. *Journal of Marine Research* **42**: 731-735.
- BOUDREAU B.P. (1997). *Diagenetic models and their implementation*. Springer, Berlin.
- BRAUN J.J., Pagel M., Muller J.P., Bilong P., Michard A. et Guillet B. (1990) Cerium anomalies in lateritic profiles. *Geochimica Cosmochimica Acta* **54**: 781-795.

- BRAUN J.J., Viers J., Dupré B., Polvé M., Ndam J., et Muller J.P. (1998) Solid/liquid REE fractionation in the lateritic system of Goyoum, East Cameroon : the implication for the present dynamics of the soil covers of the humid tropical regions. *Geochim. Cosmochim. Acta* **62**: 273-299.
- BUFFLE J. (1988) *Complexation Reactions in Aquatic Systems*. Ellis Howrood Ltd.
- BYRNE R.H. et Kim K.-H. (1990) Rare earth element scavenging in seawater. *Geochimica Cosmochimica Acta* **54**: 2645-2656.
- BYRNE R.H. et Sholkovitz E.R. (1996) Marine chemistry and geochemistry of the lanthanides, *Handbook on the Physics and Chemistry of Rare Earths* **23**: chapitre 158, 97 pages.
- CARIGNAN R., Rapin F. et Tessier A. (1985) Sediment porewater sampling for metal analysis: A comparison of techniques. *Geochimica Cosmochimica Acta* **49**: 2493-2497.
- CARIGNAN R., St-Pierre S. et Gätcher R. (1994) Use of diffusion samplers in oligotrophic lake sediments: effects of free oxygen in sampler material. *Limnology and Oceanography*. **39**: 468-474.
- CARABALLO E.A.H. , Dominguez J.R. et Alvarado J. (2000) Determination of Cd, Pb, and Zn in sediment reference materials by AAS after alkaline fusion dissolution with lithium tetraborate. *Atomic Spectroscopy* **21**: 132-136.
- CELO V., Dabek-Zlotorzynska E., Zhao J. et Bowman D. (2012) Concentration and source origin of lanthanoids in the Canadian atmospheric particulate matter: a case study. *Atmospheric Pollution Research*. **3**: 270-278.
- CHAKHMOURADIAN A.R. et Wall F. (2012) Rare Earth Elements: Minerals, Mines, Magnets (and More), *Elements: An International Magazine of Mineralogy, Geochemistry, and Petrology* **8**: 333-340.
- CHAPPAZ A., Gobeil C. et Tessier A. (2010) Controls on uranium distribution in lake sediments. *Geochimica Cosmochimica Acta* **74**: 203-214.
- CHAPPAZ A., Gobeil C. et Tessier A. (2008) Geochemical and anthropogenic enrichments of Mo in sediments from perennially and seasonally anoxic lakes in Eastern Canada. *Geochimica Cosmochimica Acta* **72**: 170-184.

- COUTURE R.-M., Gobeil C. et Tessier A. (2008) Chronology of Atmospheric Deposition of Arsenic Inferred from Reconstructed Sedimentary Records. *Environmental Science and Technology* **42**: 6508-6513.
- COUTURE R.-M., Gobeil C. et Tessier A. (2010) Arsenic, iron and sulfur co-diagenesis in lake sediments. *Geochimica Cosmochimica Acta* **74**: 1238-1255.
- COUTURE R.-M., Sekowska A., Fang G. et Danchin A. (2012) Linking selenium biogeochemistry to the sulfur-dependent biological detoxification of arsenic. *Environmental Microbiology* **14**: 1612-1623.
- DE BAAR H.J.W., Bacon M.P., Brewer P.G. et Bruland K.W. (1985) Rare earth elements in the Pacific and Atlantic Oceans. *Geochimica Cosmochimica Acta* **49**: 1943-1959.
- DE CARLO E.H., Wen X.-Y. et Irving M. (1998) The influence of redox reactions on the uptake of dissolved Ce by suspended Fe and Mn oxide particles. *Aquatic Geochemistry* **3**: 357-389.
- DIA A., Gruau G., Oliv  -Lauquet G., Riou C., Mol  nat J. et Curmi P. (2000) The distribution of rare earth elements in groundwaters : assessing the role of source-rock composition, redox changes and colloidal particle. *Geochimica Cosmochimica Acta* **64**: 4131-4151.
- DING G.S. Ma H.C. (1984) Effects of rare earth on organisms. *Chinese Journal of Environmental Science* **5**: 70-75.
- DUPR   L., Viers J., Dandurand J.-L., Polve M., B  n  zeth P., Vervier P. et Braun J.-J. (1999) Major and trace elements associated with colloids in organic-rich river waters: Ultrafiltration of natural and spiked solutions. *Chemical Geology* **160**: 63-80.
- ELDERFIELD H. et Greaves M.J. (1982) The rare earth elements in seawater. *Nature* **296**: 214-219.
- ELDERFIELD H. et Sholkovitz E.R. (1987) Rare earth elements in the pore waters of reducing seashore sediments. *Earth and Planetary Science Letters* **82**: 280-288.
- ELDERFIELD H. (1988) The oceanic geochemistry of the rare earth elements. *Philosophical Transactions of The Royal Society A : Mathematical, Physical and Engineering Sciences*. 325, 105-126.

- FEYTE S. (2010) Diagenèse du mercure dans les sédiments de lacs du sud du Québec. Thèse de doctorat, Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre et Environnement, 188 pages.
- FEYTE S., Gobeil C., Tessier A. et Cossa D. (2012) Mercury dynamics in lake sediments. *Geochimica Cosmochimica Acta* **82**: 92-112.
- GABRIEL I.E. et Patten D.T. (1995) Establishing a standard Sonoran reference plant and its application in monitoring industrial and urban pollution throughout the Sonoran desert. *Environmental Monitoring and Assessment*.**36**: 27-43.
- GALLON C., Tessier A., Gobeil C. et Alfaro-De la Torre M.C. (2004) Modeling diagenesis of lead in sediments of a Canadian Shield lake. *Geochimica Cosmochimica Acta* **68**: 3531-3545.
- GALLON C., Tessier A. et Gobeil C. (2006) Historical Perspective of Industrial Lead Emissions to the Atmosphere from a Canadian Shelter. *Environmental Science and Technology*. **40**: 741-747.
- GERMAN C.R., Holiday B.P. et Elderfield H. (1991) Rédox cycling of rare earth elements in the suboxic zone of the Black Sea. *Geochimica Cosmochimica Acta* **55**: 3553-3558.
- GERMAN C.R., Masuzawa T., Greaves M.J., Elderfield H. et Edmond J.M. (1995) Dissolved rare earth elements in the Southern Ocean: Cerium oxidation and the influence of hydrography. *Geochimica Cosmochimica Acta* **59**: 1551-1558.
- GOBEIL C., Tessier A. et Couture R.-M. (2013) Upper Mississippi Pb as a mid-1800s chronostratigraphic marker in sediments from seasonally anoxic lakes in Eastern Canada. *Geochimica Cosmochimica Acta* **113**: 125-135.
- GOLDBERG E.D., Koide M., Schmitt R.A. et Smith R.H. (1963) Rare-earth distributions in the marine environment, *Journal of Geophysical Research*, **68** (14): 4209-4217.
- GOLDSTEIN S.J. et Jacobsen S.B. (1988) REE in Great Whale River estuary, northwest Quebec. *Earth and Planetary Science Letters* **88**: 241-252.
- HALEY B.A. et Klinkhammer G.P. (2003) Complete separation of rare earth elements from small volume seawater samples by automated ion chromatography: method development and application to benthic flux. *Marine Chemistry* **82**: 197-220.

- HALEY B.A, Klinkhammer G.P. et McManus J. (2004) Rare earth elements in pore waters of marine sediments. *Geochimica Cosmochimica Acta* **68**: 1265-1279.
- HARE L., Carignan R. et Huerta-Diaz M.A. (1994) A field study of metal toxicity and accumulation by benthic invertebrates; implications for the acid-volatile sulfide (AVS) model. *Limnology and Oceanography* **39**: 1653-1668.
- HATCH G.P. (2012) Dynamics in the Global Market for Rare Earths, *Elements: An International Magazine of Mineralogy, Geochemistry, and Petrology* **8**: 341-346.
- HIMMLER T., Haley B.A., Torres M.E., Klinkhammer G.P., Bohrmann G. et Peckmenn J. (2013) Rare earth element geochemistry in cold-seep pore waters of Hydrate Ridge, northeast Pacific Ocean. *Geo-Marine Letters*. **33**: 369-379.
- INGRI J., Widerlund A., Land M., Gustafsson Ö., Andersson P. et Öhlander B. (2000) Temporal variations in the fractionation of the rare earth elements in a boreal river; the role of colloidal particles. *Chemical Geology* **166**: 23-45.
- JOHANNESSON K.H. et Lyons W.B. (1994) The rare earth element geochemistry of Mono Lake water and the importance of carbonate complexing. *Limnology and Oceanography*. **39**: 1141-1154.
- JOHANNESSON K.H. et Lyons W.B. (1995) Rare-earth element geochemistry of Colour Lake, an acidic freshwater lake on Axel Heiberg Island, Northwest Territories, Canada. *Chemical Geology* **119**: 209-223.
- JOHANNESSON K.H., Lyons W.B. et Bird D.A. (1994b) Rare earth elements concentrations and speciation in alkaline lakes from the western U.S.A.. *Geophysical Research Letters*. **21**: 773-776.
- JOHANNESSON K.H., Stetzenbach K.J., Hodge V.F. et Lyons W.B. (1996a) Rare earth element complexation behavior in circumneutral pH groundwaters: assessing the role of carbonate and phosphate ions. *Earth and Planetary Science Letters***139**: 305-320.
- JOHANNESSON K.H. et Xiaoping Z. (1997) Geochemistry of the Rare Earth Elements in Natural Terrestrial Waters: A Review of What Is Currently Known. *Chinese Journal of Geochemistry* **16**: 20-42.

- JOHANNESSON K.H. et Zhou X. (1999) Origin of middle rare earth enrichments in acid waters of a Canadian High Arctic lake. *Geochimica Cosmochimica Acta* **63**: 153-165.
- KIM J., Torres M.E., Haley B.A., Kastner M., Pohlman J.W., Riedel M. et Lee Y. (2012) The effect of diagenesis and fluid migration on rare earth elements distribution in pore fluids of the northern Cascadia accretionary margin, *Chemical Geology* **291**: 152-165.
- KINGSNORTH DJ (2012) Rare earths supply security: Dream or possibility. 4th Freinerg Innovations Symposium, Freiberg, Germany, oral presentation.
- KOEPPENKASTROP D. et De Carlo E.H. (1992) Sorption of rare-earth elements from seawater onto synthetic mineral particles: An experimental approach. *Chemical Geology* **95**: 251-263.
- LAFORTE C., Tessier A., Gobeil C. et Carignan R. (2005) Thallium diagenesis in lacustrine sediments. *Geochimica Cosmochimica Acta* **22**: 5295-5306.
- LEYBOURNE M.I., Goodfellow W.D., Boyle D.R. et Hall G.M. (2000) Rapid development of negative Ce anomalies in surface waters and contrasting REE patterns in groundwaters associated with Zn-Pb massive sulphide deposits. *Applied Geochemistry* **15**: 695-723.
- LICHT S. (1988) Aqueous solubilities, solubility products and standard oxidation-reduction potentials of the metal sulfides. *Journal of The Electrochemical Society* **135**: 2971-2975.
- LUO Y.R. et Byrne R.H. (2004) Carbonate complexation of yttrium and the rare earth elements in natural waters. *Geochimica Cosmochimica Acta* **68**: 691-699.
- MALCOLM R.L. (1985) Geochemistry of stream fulvic and humic substances. In: Aiken G.R. et al. (Eds.), *Humic Substances in Soil, Sediment and Water. Geochemistry, Isolation and Characterization*. Wiley-Interscience, New York, 181-209.
- MARIANO A.N. et Mariano A.Jr. (2012) Rare Earth Mining and Exploration in North America, *Elements: An International Magazine of Mineralogy, Geochemistry, and Petrology* **8**: 369-376.
- MATISOFF G. et Wang X. (2000) Particle mixing by freshwater infaunal bioirrigators : Midges (Chironomidae: Diptera) and mayflies (Ephemeroidea: Ephemeroptera). *Journal of Great Lakes Research*.**26**: 174-182.

- MCLENNAN S.M. (1994). Rare earth geochemistry and the "tetrad" effect. *Geochimica Cosmochimica Acta* **9**:2025-2033.
- MCCARTHY J.F., Sanford and W.E. et Stafford P.L. (1998a) Lanthanide field tracers demonstrate enhanced transport of transuranic radionuclides by natural organic matter. *Environmental Science and Technology*. **32**: 3901-3906.
- MCCARTHY J.F., Czerwinski K.R., Sanford W.E, Jardine P.M. et Marsh J.D. (1998b) Mobilization of transuranic radionuclides from disposal trenches by natural organic matter. *Journal of Contaminant Hydrology*. **30**: 49-77.
- MOFFET J.W. (1990) Microbially mediated cerium oxidation in sea water. *Nature* **345**: 421-423.
- MOFFET J.W. (1994) A radiotracer study of cerium and manganese uptake onto suspended particle in Chesapeake Bay. *Geochimica Cosmochimica Acta* **58**: 695-703.
- NANCE W.B. et Taylor S.R. (1976) Rare earth element patterns and crustal evolution – I. Australian post-Archean sedimentary rocks. *Geochimica Cosmochimica Acta* **40**: 1539-1551.
- NIKARONOV A.M. (2009) The Oddo-Harkins Rule and Distribution of Chemical Elements in Freshwater Ecosystems. *Doklady Earth Sciences* **426**: 600-604.
- OHTA A. et Kawabe I. (2001) REE(III) adsorption onto Mn dioxide and Fe oxyhydroxide : Ce(III) oxidation by Mn dioxide. *Geochimica Cosmochimica Acta* **65**: 695-703.
- OLIVAREZ A.M. et Owen R.M. (1991) The europium anomaly of seawater: implications for fluvial versus hydrothermal REE inputs to the oceans. *Chemical Geology* **92**: 317-328.
- PANTEEVA S.V., Gladkochoub D.P., Donskaya T.V., Markova V.V et Sandimirova G.P. (2003) Determination of 24 trace elements in felsic rocks by inductively coupled plasma mass spectrometry after lithium metaborate fusion. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* **58**: 341-350.
- POURRET O., Davranche M., Gérard G. et Dia A. (2007) Competition between humic acid and carbonates for rare earth elements complexation, *Journal of Colloid and Interface Science* **305**: 25-31.

- POURRET O., Davranche M., Gruau G et Dia A. (2008) New insights into cerium anomalies in organic rich alkaline waters, *Chemical Geology* **251**: 31 pages.
- RAUT N.M., Huang L.-S., Aggarwal S.K. et Lin K.-C. (2003) Determination of lanthanides in rock samples by inductively coupled plasma mass spectrometry using thorium as oxide and hydroxide correction standard. *Spectrochimica Acta* **58**: 809-822.
- RIM K.T., Koo K.H et Park J.S. (2013) Toxicological Evaluations of Rare Earths and Their Health Impacts to Workers: A Literature Review. *Safety and Health at Work*.**4**: 12-26.
- RUDNICK R.L. et Gao S (2003) Composition of the continental crust. *Treatise on Geochemistry* **3**: 1-64.
- SABBIONI E., Pietra R., Gaglione P., Vocaturo G., Colombo F., Zanoni M. et Rodi F. (1982) Long-term occupational risk of rare earth pneumoconiosis. *Science of the Total Environment*.**26**: 19-32.
- SCHIJJ J. (1992) Aqueous geochemistry of the rare earth elements in marine anoxic basins. *Geologica Ultraiectina* **85**: 242 pages.
- SHANNON J.D. (1999) Regional trends in wet deposition of sulfate in the United States and SO₂ emissions from 1980 through 1995. *Atmospheric Environment*.. **33**: 807-816.
- SHOLKOVITZ E.R., Piepgras D.J. et Jacobsen S.B. (1989) The porewater chemistry of rare earth elements in Buzzards Bay sediments. *Geochimica Cosmochimica Acta* **53**: 2847-2856.
- SHOLKOVITZ E.R., Shaw T.J. et Schneider D.L. (1992) The geochemistry of rare earth elements in the seasonally anoxic water column of Chesapeake Bay. *Geochimica Cosmochimica Acta* **56**: 3389-3402.
- SHOLKOVITZ E.R., Landing W.M. et Lewis B.L (1994) Ocean article chemistry: the fractionation of rare earth elements between suspended particles and seawater. *Geochimica Cosmochimica Acta* **58**:1567-1579.
- SHOLKOVITZ E.R. (1995) The aquatic geochemistry of the rare earth elements in rivers and estuaries. *Geochimica Cosmochimica Acta* **1**: 1-43.

- SMEDLEY P.L. (1991) The geochemistry of rare earth elements in groundwater from the Cammenellis area, southwest England. *Geochimica Cosmochimica Acta* **55**: 2767-2779.
- STUMM W. et Morgan J.J. (1996) *Aquatic chemistry : chemical equilibria and rates in natural waters*. Wiley, 1022 pages.
- STURGEON R.E., Desaulniers J.A.H., Berman S.S. et Russel D. (1982) Determination of trace metals in estuarine sediments by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Analytica Chimica Acta* **134**: 283-291.
- TANG J. et Johannesson K.H. (2003) Speciation of rare earth elements in natural terrestrial waters: Assessing the role of dissolved organic matter from the modeling approach. *Geochimica Cosmochimica Acta* **67**: 2321-2339.
- TANG J. et Johannesson K.H. (2010) Ligand extraction of rare earth elements from aquifer sediments: Implications for rare earth element complexation with organic matter in natural waters. *Geochimica Cosmochimica Acta* **74**: 6690-6705.
- TANIZAKI Y., Shimokawa T. et Nakamura M. (1992) Physicochemical speciation of trace elements in river waters by size fractionation. *Environ. Sci. Technol.* **26**: 1433-1444.
- TAYLOR S.R. et McLennan SM (1985) *The Continental Crust: Its Composition and Evolution*, Blackwell, Oxford, 312 pages.
- TESSIER A., Gobeil C. et Laforte L. (2013), Reaction rates, depositional history and sources of indium in sediments from Appalachian and Canadian Shield lakes. *Geochimica Cosmochimica Acta* (article soumis pour publication).
- TIPPING E. (2002) *Cation Binding by Humic Substances*. Cambridge University Press, Cambridge.
- VIERS J., Dupré B., Polve M., Schott J., Dandurand JL. et Braun JJ (1997) Chemical weathering in the drainage of a tropical watershed (Nsimi-Zoetele site, Cameroon): Comparison between organic-poor and organic-rich waters. *Chemical Geology* **140**: 181-206.
- WANG F., Tessier A. et Buffle J. (1998) Voltammetric determination of elemental sulfur in pore waters. *Limnol. Oceanogr.* **43**: 1353-1361.

- WOOD S.A. (1993) The aqueous geochemistry of the rare-earth elements: critical stability constants for complexes with simple carboxylic acids at 25°C and 1 bar and their application to nuclear waste management. *Engineering Geology* **34**: 229-259.
- YANG S.J., Yang Y.N. et Chen B.R. (1993) The sources and the characteristics of aerosol in the air of West Pacific area. *Acta Sci Circumstantiae* **13**: 135-142.
- ZHANG H., Davison W. et Grime G.W. (1995). New In-Situ Procedures for Measuring Trace Metals in Pore Waters, ASTM International STP Series **1293**: 170-181.
- ZHAO F., Cong Z., Sun H. et Ren D. (2007) The geochemistry of rare earth elements (REE) in acid mine drainage from the Sitai coal mine, Shanxi Province, North China. *International Journal of Coal Geology*. **70**: 184-192.

ANNEXES

Lac Despériers - Concentrations dans la phase solide - 2001

Profondeurs de... (cm)	Profondeu ...à (cm)	La (nmol g ⁻¹)	Ce (nmol g ⁻¹)	Pr (nmol g ⁻¹)	Nd (nmol g ⁻¹)	Sm (nmol g ⁻¹)	Eu (nmol g ⁻¹)	Gd (nmol g ⁻¹)	Tb (nmol g ⁻¹)	Dy (nmol g ⁻¹)	Ho (nmol g ⁻¹)	Er (nmol g ⁻¹)	Tm (nmol g ⁻¹)	Yb (nmol g ⁻¹)	Lu (nmol g ⁻¹)	
0.0	0.5	0.25	258	492	69.7	263	51.5	9.86	51.4	4.89	41.7	5.89	17.0	1.77	11.80	1.33
0.5	1.0	0.75	267	507	71.8	271	30.7	6.01	30.2	2.91	24.7	3.51	10.1	1.05	7.02	0.78
1.0	1.5	1.25	273	514	76.2	289	28.5	5.55	27.7	2.64	22.5	3.17	9.12	0.95	6.29	0.70
1.5	2.0	1.75	274	507	75.2	285	28.5	5.66	28.1	2.69	22.8	3.18	9.14	0.94	6.20	0.69
2.0	2.5	2.25	304	562	85.2	324	30.3	6.07	30.2	2.90	24.6	3.46	9.92	1.02	6.76	0.74
2.5	3.0	2.75	309	579	88.0	336	16.1	2.97	16.0	1.52	12.9	1.80	5.20	0.54	3.58	0.40
3.0	3.5	3.25	300	559	84.2	318	35.1	7.01	34.4	3.27	27.7	3.89	11.1	1.16	7.63	0.85
3.5	4.0	3.75	326	606	91.0	341	37.1	7.41	36.0	3.42	28.8	4.00	11.5	1.17	7.74	0.87
4.0	4.5	4.25	332	628	92.4	344	37.3	7.44	36.3	3.45	29.2	4.06	11.6	1.20	7.98	0.90
4.5	5.0	4.75	327	620	90.8	343	38.2	7.63	37.1	3.52	29.8	4.21	12.1	1.26	8.42	0.95
5.0	5.5	5.25	326	622	90.7	340	39.5	7.96	38.6	3.69	31.1	4.36	12.6	1.31	8.70	0.98
5.5	6.0	5.75	295	577	84.4	323	42.2	8.40	40.5	3.84	32.3	4.56	13.1	1.36	9.06	1.02
6.0	6.5	6.25	315	607	89.0	338	39.2	7.90	38.4	3.68	31.2	4.38	12.5	1.30	8.56	0.96
6.5	7.0	6.75	385	753	110	415	39.7	8.04	39.3	3.76	31.7	4.46	12.7	1.31	8.69	0.97
7.0	7.5	7.25	337	653	96.1	362	38.5	7.79	37.9	3.61	30.6	4.32	12.4	1.28	8.59	0.97
7.5	8.0	7.75	357	687	99.8	369	37.7	7.65	37.0	3.50	29.4	4.11	11.6	1.19	7.84	0.88
8.0	8.5	8.25	381	758	110	411	39.4	7.92	38.1	3.57	29.8	4.17	11.9	1.22	8.18	0.93
8.5	9.0	8.75	395	786	114	426	36.7	7.33	35.6	3.33	27.8	3.82	10.8	1.11	7.38	0.84
9.0	9.5	9.25	399	788	114	423	34.7	6.91	33.9	3.20	26.8	3.77	10.7	1.10	7.40	0.84

Lac Despériers - Concentrations dans la phase solide - 2001 (suite)

Profondeurs de... (cm)	Profondeurs ...à (cm)	Profondeur (cm)	La (nmol g-1)	Ce (nmol g-1)	Pr (nmol g-1)	Nd (nmol g-1)	Sm (nmol g-1)	Eu (nmol g-1)	Gd (nmol g-1)	Tb (nmol g-1)	Dy (nmol g-1)	Ho (nmol g-1)	Er (nmol g-1)	Tm (nmol g-1)	Yb (nmol g-1)	Lu (nmol g-1)
9.5	10.0	9.75	411	827	119	449	34.1	6.76	33.0	3.06	25.6	3.57	10.2	1.04	7.04	0.80
10.0	11.0	10.5	395	784	114	425	10.6	1.87	10.2	0.95	7.9	1.09	3.06	0.31	2.10	0.24
11.0	12.0	11.5	443	892	128	479	31.3	6.25	30.3	2.85	23.9	3.34	9.48	0.96	6.43	0.73
12.0	13.0	12.5	469	953	140	526	34.1	6.80	33.3	3.12	25.9	3.59	10.0	1.01	6.69	0.76
13.0	14.0	13.5	459	930	135	512	14.8	2.76	14.4	1.34	11.2	1.57	4.40	0.45	2.96	0.34
14.0	15.0	14.5	484	985	145	542	38.6	7.78	36.9	3.42	28.3	3.95	11.2	1.15	7.68	0.88
15.0	16.0	15.5	476	965	141	523	36.6	7.34	35.3	3.32	27.7	3.87	10.9	1.11	7.37	0.84
16.0	17.0	16.5	403	821	119	449	36.9	7.45	35.9	3.37	28.4	3.98	11.4	1.16	7.73	0.87
17.0	18.0	17.5	413	830	120	456	36.7	7.35	35.3	3.31	27.7	3.87	11.0	1.13	7.53	0.86
18.0	19.0	18.5	424	831	120	449	34.2	6.81	33.3	3.13	26.4	3.75	10.7	1.10	7.36	0.85
19.0	20.0	19.5	426	836	124	467	37.9	7.65	36.9	3.47	29.2	4.13	11.8	1.20	7.96	0.91
20.0	21.0	20.5	402	790	118	450	35.2	7.18	34.9	3.33	28.1	3.97	11.4	1.17	7.79	0.88
21.0	22.0	21.5	498	994	151	564	36.9	7.47	36.6	3.45	29.3	4.10	11.6	1.20	7.90	0.90
22.0	23.0	22.5	449	894	135	514	34.2	6.90	33.6	3.18	26.6	3.72	10.4	1.06	7.01	0.80
23.0	24.0	23.5	414	831	125	472	34.7	6.99	34.0	3.18	26.7	3.75	10.6	1.08	7.14	0.81
24.0	25.0	24.5	420	842	123	465	34.1	6.81	33.0	3.08	25.8	3.60	10.2	1.05	6.96	0.80
25.0	26.0	25.5	393	780	114	431	32.0	6.32	31.0	2.94	25.0	3.56	10.3	1.06	7.08	0.81
26.0	27.0	26.5	419	826	120	455	35.2	6.98	33.2	3.11	26.4	3.74	10.8	1.12	7.53	0.87
27.0	28.0	27.5	434	866	128	483	36.9	7.41	36.0	3.42	29.0	4.09	11.7	1.20	8.07	0.93

Lac Vose - Concentrations dans la phase solide - 2001

Profondeurs de... (cm)	Profondeur ...à (cm)	Profondeur (cm)	La (nmol g ⁻¹)	Ce (nmol g ⁻¹)	Pr (nmol g ⁻¹)	Nd (nmol g ⁻¹)	Sm (nmol g ⁻¹)	Eu (nmol g ⁻¹)	Gd (nmol g ⁻¹)	Tb (nmol g ⁻¹)	Dy (nmol g ⁻¹)	Ho (nmol g ⁻¹)	Er (nmol g ⁻¹)	Tm (nmol g ⁻¹)	Yb (nmol g ⁻¹)	Lu (nmol g ⁻¹)
1.0	1.5	1.25	216	440	58.5	227	40.2	9.33	36.1	4.44	24.9	4.49	12.5	1.71	10.6	1.48
1.5	2.0	1.75	102	211	28.4	110	19.7	4.59	17.6	2.19	12.1	2.19	6.24	0.85	4.95	0.73
2.0	2.5	2.25	109	222	29.7	117	20.8	4.78	18.5	2.28	12.9	2.36	6.53	0.88	5.29	0.74
2.5	3.0	2.75	116	238	32.3	126	22.5	5.21	20.2	2.47	13.8	2.52	7.14	0.97	5.86	0.82
3.0	3.5	3.25	119	239	32.2	125	22.6	5.04	20.2	2.49	13.9	2.55	7.12	0.96	5.80	0.82
3.5	4.0	3.75	110	225	30.4	118	20.9	4.82	18.8	2.30	13.0	2.35	6.57	0.90	5.34	0.76
4.0	4.5	4.25	125	253	34.8	135	24.3	5.52	21.6	2.63	14.7	2.72	7.52	1.03	6.03	0.86
4.5	5.0	4.75	124	251	34.0	133	23.4	5.35	21.2	2.64	14.4	2.60	7.41	1.00	5.82	0.81
5.0	5.5	5.25	117	235	31.9	124	21.7	5.05	19.8	2.46	13.8	2.53	6.96	0.94	5.63	0.79
5.5	6.0	5.75	119	241	32.7	127	22.5	5.17	20.4	2.51	13.7	2.52	6.95	0.94	5.62	0.79
6.0	6.5	6.25	119	242	32.7	128	22.7	5.26	20.6	2.51	14.1	2.54	7.11	0.97	5.59	0.81
6.5	7.0	6.75	118	237	32.4	127	22.9	5.16	20.5	2.53	14.0	2.55	7.03	0.97	5.65	0.81
7.0	7.5	7.25	103	212	28.8	114	20.0	4.62	17.9	2.22	12.2	2.22	6.17	0.83	4.93	0.70
7.5	8.0	7.75	122	246	33.2	131	23.1	5.31	20.8	2.58	14.1	2.56	7.25	0.98	5.75	0.84
8.0	9.0	8.5	120	245	32.9	128	23.2	5.33	20.5	2.54	14.2	2.61	7.23	0.98	5.71	0.81
9.0	10.0	9.5	127	261	35.5	138	24.3	5.65	21.9	2.71	14.8	2.69	7.50	1.00	5.93	0.83
10.0	11.0	10.5	118	239	32.3	127	22.8	5.17	20.3	2.44	13.7	2.48	6.95	0.95	5.61	0.79

Lac Vose - Concentrations dans la phase solide - 2001 (suite)

Profondeurs de... (cm)	Profondeur ...à (cm)	Profondeur (cm)	La (nmol g-1)	Ce (nmol g-1)	Pr (nmol g-1)	Nd (nmol g-1)	Sm (nmol g-1)	Eu (nmol g-1)	Gd (nmol g-1)	Tb (nmol g-1)	Dy (nmol g-1)	Ho (nmol g-1)	Er (nmol g-1)	Tm (nmol g-1)	Yb (nmol g-1)	Lu (nmol g-1)
11.0	12.0	11.5	124	252	34.4	133	24.1	5.42	21.6	2.61	14.7	2.63	7.37	0.99	5.80	0.83
12.0	13.0	12.5	125	254	34.6	134	23.9	5.49	21.4	2.61	14.5	2.63	7.27	0.97	5.78	0.83
13.0	14.0	13.5	116	238	31.6	124	22.0	5.07	19.6	2.41	13.4	2.42	6.74	0.89	5.25	0.76
14.0	15.0	14.5	137	281	37.1	146	25.6	5.99	23.0	2.84	15.6	2.87	7.83	1.06	6.30	0.90
15.0	16.0	15.5	111	227	30.2	117	21.1	4.86	18.6	2.28	12.6	2.23	6.20	0.83	4.88	0.70
16.0	17.0	16.5	128	261	34.9	136	24.1	5.64	21.8	2.67	14.8	2.68	7.20	0.96	5.61	0.81
17.0	18.0	17.5	129	262	35.3	137	24.3	5.56	21.6	2.65	14.6	2.63	7.28	0.96	5.73	0.80
18.0	19.0	18.5	123	254	34.1	133	23.5	5.45	21.0	2.56	14.1	2.52	7.04	0.92	5.35	0.76
19.0	20.0	19.5	118	243	33.0	129	23.0	5.23	20.3	2.48	13.5	2.44	6.67	0.89	5.19	0.72
20.0	21.0	20.5	149	302	41.6	161	28.8	6.63	25.9	3.14	17.1	3.10	8.24	1.09	6.36	0.90
21.0	22.0	21.5	147	301	40.9	160	28.5	6.47	25.4	3.08	16.9	3.04	8.30	1.11	6.31	0.89
22.0	23.0	22.5	140	284	38.2	151	26.4	6.23	23.8	2.90	15.7	2.84	7.68	1.02	6.00	0.85
23.0	24.0	23.5	184	373	50.8	200	35.5	8.11	32.0	3.85	20.8	3.82	10.3	1.33	7.79	1.08
24.0	25.0	24.5	132	271	36.6	145	25.0	5.84	23.0	2.74	15.0	2.66	7.32	0.97	5.64	0.80
25.0	26.0	25.5	139	287	38.5	150	26.9	6.20	24.1	2.94	15.8	2.84	7.77	1.02	5.95	0.85
26.0	27.0	26.5	132	272	36.3	142	25.1	5.80	22.4	2.74	15.1	2.69	7.28	0.98	5.65	0.79
27.0	28.0	27.5	158	328	43.4	172	30.0	6.87	26.7	3.30	17.8	3.21	8.79	1.15	6.73	0.94
28.0	29.0	28.5	197	413	54.7	213	37.6	8.69	33.7	4.14	22.6	4.09	11.0	1.44	8.39	1.19
29.0	30.0	29.5	153	316	42.6	165	29.1	6.73	26.0	3.17	17.2	3.12	8.42	1.12	6.56	0.91
30.0	31.0	30.5	216	452	60.1	231	40.7	9.35	36.5	4.50	24.5	4.41	12.0	1.59	9.36	1.31

Lac Tantaré - Bassin A - Concentrations dans la phase solide - 2003

Profondeurs de... (cm)	Profondeur ...à (cm)	Profondeur (cm)	Y (nmol g ⁻¹)	La (nmol g ⁻¹)	Ce (nmol g ⁻¹)	Pr (nmol g ⁻¹)	Nd (nmol g ⁻¹)	Sm (nmol g ⁻¹)	Eu (nmol g ⁻¹)	Gd (nmol g ⁻¹)	Tb (nmol g ⁻¹)	Dy (nmol g ⁻¹)	Ho (nmol g ⁻¹)	Er (nmol g ⁻¹)	Tm (nmol g ⁻¹)	Yb (nmol g ⁻¹)	Lu (nmol g ⁻¹)
0.5	1.0	0.75	604	550	694	134	487	89.1	10.0	83.6	8.35	71.9	9.81	28.8	3.03	19.5	2.03
1.0	1.5	1.25	579	524	681	130	476	88.9	10.1	81.5	8.23	70.6	9.59	28.5	2.98	19.2	1.95
1.5	2.0	1.75	650	578	760	146	535	101	11.5	92.1	9.17	78.8	10.8	31.8	3.43	21.8	2.27
2.0	2.5	2.25	628	552	733	140	518	95.3	10.8	88.5	8.84	76.4	10.4	30.8	3.26	21.3	2.19
2.5	3.0	2.75	731	624	850	169	595	112	12.6	102	10.1	87.2	12.0	35.3	3.76	24.4	2.51
3.0	3.5	3.25	706	616	823	155	577	106	11.9	96.7	9.65	84.3	11.5	33.9	3.59	23.4	2.49
3.5	4.0	3.75	806	669	929	172	636	118	13.3	107	10.6	91.5	12.5	36.8	4.06	25.5	2.63
4.0	4.5	4.25	869	730	1013	190	697	133	14.8	118	11.8	100	13.8	40.4	4.37	28.2	2.93
4.5	5.0	4.75	822	697	993	181	681	128	14.3	113	11.3	96.3	13.0	38.6	4.05	26.7	2.77
5.0	5.5	5.25	884	772	1064	197	727	137	15.2	123	12.3	103	14.1	41.9	4.48	28.6	2.98
5.5	6.0	5.75	819	700	1037	184	682	129	14.4	117	11.5	97.6	13.3	38.8	4.10	26.2	2.75
6.0	6.5	6.25	803	680	972	183	671	127	14.1	114	11.2	96.7	12.8	36.9	4.05	25.4	2.66
6.5	7.0	6.75	773	663	959	176	658	123	13.8	111	11.1	93.3	12.5	36.0	3.88	24.4	2.55
7.0	7.5	7.25	859	755	1055	193	725	136	15.4	121	12.1	103	13.9	39.9	4.22	26.9	2.71
7.5	8.0	7.75	894	753	1089	199	741	143	15.7	124	12.6	104	14.1	40.3	4.30	27.1	2.79
8.0	8.5	8.25	831	735	1033	190	709	137	15.0	119	11.9	100	13.4	38.2	4.10	25.8	2.60
8.5	9.0	8.75	928	798	1148	215	794	150	16.6	134	13.3	112	14.7	42.3	4.51	28.2	2.91
9.0	9.5	9.25	897	767	1111	207	774	145	16.7	130	12.9	109	14.4	41.4	4.35	27.4	2.84
9.5	10.0	9.75	984	835	1220	226	848	161	17.6	143	13.8	119	15.7	44.0	4.76	30.1	3.06
10.0	10.5	10.25	927	791	1147	213	798	153	16.8	135	13.4	111	14.7	42.1	4.49	28.6	2.89
10.5	11.0	10.75	916	783	1133	212	786	151	16.7	134	13.3	112	14.9	42.5	4.48	28.1	2.90

Lac Tantaré - Bassin A - Concentrations dans la phase solide - 2003 (suite)

Profondeurs de... (cm)	Profondeur ...à (cm)	Profondeur (cm)	Y (nmol g-1)	La (nmol g-1)	Ce (nmol g-1)	Pr (nmol g-1)	Nd (nmol g-1)	Sm (nmol g-1)	Eu (nmol g-1)	Gd (nmol g-1)	Tb (nmol g-1)	Dy (nmol g-1)	Ho (nmol g-1)	Er (nmol g-1)	Tm (nmol g-1)	Yb (nmol g-1)	Lu (nmol g-1)
11.0	11.5	11.25	690	600	868	161	601	114	12.5	103	10.3	87.0	11.6	33.0	3.57	22.2	2.27
11.5	12.0	11.75	673	586	850	159	597	112	12.3	102	10.2	85.4	11.4	32.5	3.53	22.3	2.28
12.0	12.5	12.25	680	596	868	161	601	115	12.7	102	10.1	86.4	11.4	33.3	3.46	22.4	2.34
12.5	13.0	12.75	698	613	894	166	628	118	13.2	106	10.7	88.8	11.9	34.0	3.66	22.8	2.35
13.0	13.5	13.25	705	615	889	165	618	117	12.8	107	10.6	89.6	12.0	34.3	3.69	23.3	2.33
13.5	14.0	13.75	757	650	968	175	661	126	13.8	111	10.9	93.5	12.7	36.2	3.80	24.4	2.52
14.0	14.5	14.25	722	633	920	173	644	122	13.6	108	10.8	92.9	12.3	34.9	3.67	23.6	2.41
14.5	15	14.75	718	607	885	167	625	117	13.3	104	10.3	88.1	11.9	33.6	3.58	22.6	2.28
15.0	16	15.5	695	614	882	166	618	120	13.1	105	10.4	87.6	11.9	33.8	3.53	22.9	2.36
16.0	17	16.5	683	601	861	163	605	114	12.7	102	10.2	87.2	11.7	33.6	3.49	22.8	2.28
17.0	18	17.5	658	570	820	154	582	109	12.0	97.9	9.66	83.9	11.0	31.6	3.39	21.3	2.12
18.0	19	18.5	643	565	805	152	568	107	11.9	94.4	9.65	81.7	10.9	31.0	3.30	20.9	2.17
19.0	20	19.5	658	570	819	159	577	110	12.2	97.5	9.65	82.5	11.1	31.6	3.32	21.1	2.14
20.0	21	20.5	679	601	852	159	598	112	12.6	101	10.2	85.9	11.3	33.2	3.49	21.9	2.23
21.0	22	21.5	699	605	856	162	608	113	12.8	101	10.3	86.5	11.5	33.3	3.49	22.2	2.23
22.0	23	22.5	657	582	827	156	585	111	12.5	99.3	10.0	83.7	11.3	32.3	3.37	21.3	2.11
23.0	24	23.5	713	613	883	165	619	116	13.1	105	10.4	87.9	11.6	33.7	3.53	22.1	2.20
24.0	25	24.5	716	626	899	170	644	120	13.3	107	10.6	90.5	11.9	33.9	3.67	23.0	2.31
25.0	26	25.5	683	604	869	162	615	115	13.0	103	10.2	86.1	11.7	32.9	3.42	21.8	2.25
27.0	28	26.5	716	630	905	172	641	120	13.4	108	10.7	89.5	12.0	34.7	3.67	22.8	2.35
28.0	29	27.5	689	614	875	164	617	117	13.1	104	10.3	87.5	11.7	33.3	3.46	22.4	2.24
29.0	30	28.5	700	619	876	166	621	117	13.2	105	10.6	89.2	11.7	33.9	3.60	22.2	2.27

Lac Holland - Concentrations dans la phase solide - 2005

Profondeurs de...	Profondeur ...à	Profondeur	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
(cm)	(cm)	(cm)	(nmol g ⁻¹)													
0.0	0.5	0.25	63.3	106	15.3	57.7	11.0	2.14	10.3	1.08	9.69	1.37	4.30	0.49	3.46	0.39
0.5	1.0	0.75	87.7	144	21.1	78.9	15.1	2.97	14.4	1.50	13.4	1.92	6.09	0.69	4.81	0.55
1.0	1.5	1.25	86.4	140	20.5	76.2	14.5	2.86	13.9	1.45	12.9	1.86	5.84	0.67	4.75	0.53
1.5	2.0	1.75	105	174	24.6	90.9	16.9	3.35	16.0	1.65	14.8	2.12	6.63	0.76	5.42	0.61
2.0	2.5	2.25	105	179	25.1	93.8	17.9	3.57	16.8	1.76	15.4	2.19	6.86	0.78	5.54	0.62
2.5	3.0	2.75	111	197	26.8	99.5	18.8	3.73	17.6	1.83	16.2	2.29	7.10	0.81	5.84	0.65
3.0	3.5	3.25	123	224	30.2	112	21.3	4.25	19.8	2.04	17.9	2.54	7.98	0.90	6.41	0.73
3.5	4.0	3.75	133	239	32.5	121	23.1	4.62	21.5	2.22	19.5	2.75	8.57	0.98	6.91	0.77
4.0	4.5	4.25	145	265	34.8	130	24.9	4.95	23.5	2.43	21.5	3.00	9.22	1.05	7.41	0.83
4.5	5.0	4.75	151	278	36.3	135	25.8	5.12	24.4	2.53	22.2	3.15	9.84	1.12	7.95	0.88
5.0	5.5	5.25	167	308	39.9	149	28.6	5.69	27.0	2.82	24.6	3.46	10.7	1.21	8.63	0.95
5.5	6.0	5.75	169	316	41.1	153	29.7	5.87	28.1	2.91	25.5	3.59	11.2	1.26	8.96	0.99
6.0	6.5	6.25	169	316	40.9	153	29.5	5.80	27.9	2.90	25.6	3.61	11.2	1.28	9.04	1.01
6.5	7.0	6.75	173	319	41.1	153	29.5	5.79	28.2	2.93	25.6	3.62	11.4	1.30	9.26	1.04
7.0	7.5	7.25	173	320	41.1	154	29.2	5.74	27.7	2.85	25.3	3.56	11.0	1.27	9.07	1.01
7.5	8.0	7.75	173	320	41.4	156	29.8	5.81	27.8	2.90	25.5	3.58	11.1	1.26	9.00	1.01
8.0	8.5	8.25	178	330	42.7	159	30.7	5.99	28.7	2.96	26.3	3.65	11.3	1.28	9.07	1.01
8.5	9.0	8.75	177	326	44.2	166	32.3	6.27	30.4	3.16	28.0	3.89	12.1	1.37	9.66	1.05
9.0	9.5	9.25	195	363	46.4	173	33.7	6.65	31.9	3.35	29.6	4.16	12.9	1.48	10.5	1.15
9.5	10.0	9.75	210	396	50.3	186	35.8	6.99	33.3	3.48	30.5	4.32	13.4	1.54	10.8	1.21
10.0	10.5	10.25	186	351	44.7	169	32.5	6.37	30.3	3.13	27.7	3.85	12.1	1.38	9.81	1.08
10.5	11.0	10.75	184	345	44.4	167	32.9	6.45	31.0	3.24	28.4	4.00	12.5	1.41	9.99	1.11
11.0	11.5	11.25	173	320	41.5	155	30.3	5.94	28.5	2.99	26.3	3.67	11.5	1.31	9.26	1.02
11.5	12.0	11.75	182	336	44.1	164	31.7	6.22	29.9	3.12	27.4	3.85	12.0	1.37	9.68	1.06

Lac Holland - Concentrations dans la phase solide - 2005 (suite)

Profondeurs de... (cm)	Profondeur ...à (cm)	Profondeur (cm)	La (nmol g-1)	Ce (nmol g-1)	Pr (nmol g-1)	Nd (nmol g-1)	Sm (nmol g-1)	Eu (nmol g-1)	Gd (nmol g-1)	Tb (nmol g-1)	Dy (nmol g-1)	Ho (nmol g-1)	Er (nmol g-1)	Tm (nmol g-1)	Yb (nmol g-1)	Lu (nmol g-1)
12.0	12.5	12.25	178	326	43.3	162	31.4	6.19	29.6	3.06	26.8	3.80	11.8	1.33	9.41	1.05
12.5	13.0	12.75	181	328	43.9	164	31.9	6.27	30.1	3.09	27.2	3.81	11.9	1.34	9.44	1.06
13.0	13.5	13.25	155	279	37.9	142	27.9	5.41	26.2	2.69	23.6	3.30	10.3	1.16	8.22	0.91
13.5	14.0	13.75	163	295	39.9	151	29.4	5.75	27.6	2.88	25.3	3.52	10.9	1.25	8.93	0.99
14.0	14.5	14.25	158	280	38.8	145	28.7	5.70	27.3	2.86	25.0	3.51	10.9	1.24	8.73	0.98
14.5	15.0	14.75	134	238	33.0	125	24.7	4.92	23.6	2.46	21.6	3.07	9.52	1.06	7.45	0.82
15.0	16.0	15.5	126	220	30.8	118	23.2	4.55	22.3	2.34	20.9	2.94	9.13	1.02	7.21	0.80
16.0	17.0	16.5	104	179	25.8	99	19.5	3.94	18.9	2.00	17.5	2.48	7.62	0.86	6.02	0.68
17.0	18.0	17.5	120	205	30.0	115	22.9	4.41	21.7	2.27	20.0	2.80	8.72	0.99	7.05	0.79
18.0	19.0	18.5	65.5	103	16.4	63.3	12.7	2.41	12.1	1.27	11.3	1.61	4.96	0.56	4.03	0.46
19.0	20.0	19.5	53.3	80.6	13.7	53.5	10.9	2.13	10.3	1.10	9.73	1.40	4.38	0.49	3.52	0.41
20.0	21.0	20.5	42.5	57.0	10.7	42.6	8.64	1.68	8.37	0.87	7.94	1.17	3.69	0.41	3.03	0.35
21.0	22.0	21.5	34.0	41.3	8.74	35.1	7.21	1.37	7.12	0.74	6.62	0.98	3.12	0.35	2.54	0.30
22.0	23.0	22.5	38.1	46.1	9.82	39.3	7.98	1.59	7.98	0.84	7.66	1.13	3.53	0.40	2.91	0.34
23.0	24.0	23.5	39.7	49.5	10.4	41.9	8.68	1.69	8.60	0.91	8.18	1.20	3.75	0.42	3.02	0.35
24.0	25.0	24.5	47.3	60.8	12.5	50.5	10.4	2.00	10.1	1.07	9.68	1.41	4.43	0.49	3.52	0.41
25.0	26.0	25.5	48.9	64.7	12.9	51.7	10.5	2.06	10.4	1.09	9.79	1.45	4.53	0.50	3.64	0.43
26.0	27.0	26.5	56.0	73.4	14.6	57.2	11.5	2.21	11.2	1.17	10.5	1.53	4.84	0.55	3.97	0.46
27.0	28.0	27.5	57.7	77.4	15.1	59.5	12.1	2.33	11.7	1.21	10.9	1.58	4.96	0.55	4.00	0.47
28.0	29.0	28.5	61.4	81.8	15.9	62.7	12.6	2.42	12.3	1.29	11.7	1.74	5.45	0.61	4.38	0.50
29.0	30.0	29.5	59.9	78.3	15.5	60.8	12.2	2.33	11.7	1.22	11.0	1.59	5.07	0.57	4.14	0.48
34.0	35.0	34.5	50.0	63.7	13.0	51.5	10.3	1.93	9.96	1.04	9.24	1.35	4.24	0.48	3.44	0.40
39.0	40.0	39.5	25.3	40.4	6.26	23.4	4.44	0.73	4.24	0.44	3.87	0.55	1.72	0.19	1.36	0.15

Lac Tantaré - Bassin B - Concentrations dans la phase solide - 2006

Profondeurs de... (cm)	Profondeur ...à (cm)	Profondeur (cm)	Y (nmol g ⁻¹)	La (nmol g ⁻¹)	Ce (nmol g ⁻¹)	Pr (nmol g ⁻¹)	Nd (nmol g ⁻¹)	Sm (nmol g ⁻¹)	Eu (nmol g ⁻¹)	Gd (nmol g ⁻¹)	Tb (nmol g ⁻¹)	Dy (nmol g ⁻¹)	Ho (nmol g ⁻¹)	Er (nmol g ⁻¹)	Tm (nmol g ⁻¹)	Yb (nmol g ⁻¹)	Lu (nmol g ⁻¹)
0.0	0.5	0.25	831	842	820	179	638	110	12.7	104	10.3	94.0	12.5	36.3	3.73	23.42	2.59
0.5	1.0	0.75	810	822	804	177	628	109	12.6	100	10.1	91.5	12.0	35.7	3.70	23.36	2.39
1.0	1.5	1.25	885	892	874	191	673	118	12.8	110	10.9	94.8	13.1	37.9	3.92	25.64	2.59
1.5	2.0	1.75	889	911	890	193	681	120	13.1	112	11.0	94.6	13.3	38.8	4.07	25.53	2.77
2.0	2.5	2.25	884	883	865	189	674	116	12.8	110	10.9	94.2	13.2	37.6	3.94	25.16	2.62
2.5	3.0	2.75	823	829	825	179	634	113	12.5	104	10.6	92.1	12.7	37.2	3.79	23.83	2.57
3.0	3.5	3.25	853	831	832	180	635	114	12.3	104	10.3	90.3	12.5	35.8	3.77	24.39	2.54
3.5	4.0	3.75	810	805	825	179	629	113	11.9	105	10.2	88.7	12.2	35.2	3.79	23.79	2.56
4.0	4.5	4.25	787	782	804	173	617	108	12.1	101	9.88	87.3	12.2	35.1	3.70	23.91	2.41
4.5	5.0	4.75	783	765	801	171	611	108	12.5	101	10.1	87.0	11.9	34.6	3.72	23.11	2.42
5.0	5.5	5.25	704	686	745	156	557	99.9	11.7	90.4	8.96	79.5	10.7	32.2	3.27	21.17	2.20
5.5	6.0	5.75	707	673	751	155	555	100	11.2	92.5	9.01	80.3	11.2	32.4	3.52	22.65	2.36
6.0	6.5	6.25	814	735	853	175	630	113	12.7	104.2	10.4	90.0	12.1	36.9	3.95	25.68	2.68
6.5	7.0	6.75	695	616	739	151	552	101	11.3	91.1	9.13	81.8	11.0	32.4	3.61	22.85	2.43
7.0	7.5	7.25	708	619	766	154	561	104	11.4	94.1	9.40	82.3	11.4	33.4	3.62	23.72	2.48
7.5	8.0	7.75	663	581	727	146	529	99.8	11.1	87.9	8.84	76.5	10.6	31.7	3.38	22.44	2.29
8.0	8.5	8.25	678	574	731	145	529	99.6	11.2	88.4	8.97	77.7	10.4	31.3	3.41	21.97	2.22
8.5	9.0	8.75	635	562	736	140	516	95.5	11.0	85.4	8.50	73.8	10.0	30.5	3.23	20.95	2.18
9.0	9.5	9.25	609	539	708	135	500	91.5	10.6	82.2	8.29	70.2	9.92	28.4	3.16	20.21	2.08
9.5	10	9.75	583	524	705	131	480	88.9	10.7	78.7	8.08	69.2	9.48	27.3	3.00	19.14	1.97

Lac Tantaré - Bassin B - Concentrations dans la phase solide - 2006 (suite)

Profondeurs de... (cm)	Profondeur ...à (cm)	Profondeur (cm)	Y (nmol g-1)	La (nmol g-1)	Ce (nmol g-1)	Pr (nmol g-1)	Nd (nmol g-1)	Sm (nmol g-1)	Eu (nmol g-1)	Gd (nmol g-1)	Tb (nmol g-1)	Dy (nmol g-1)	Ho (nmol g-1)	Er (nmol g-1)	Tm (nmol g-1)	Yb (nmol g-1)	Lu (nmol g-1)
10	11	10.5	564	499	682	126	471	85.8	10.7	76.6	7.76	67.5	9.27	28.1	2.98	19.38	2.02
11	12	11.5	567	504	705	128	479	89.2	10.5	79.1	7.79	68.9	9.25	26.9	2.90	19.28	2.09
12	13	12.5	550	502	704	129	473	88.4	10.5	77.3	7.90	67.7	9.26	27.1	2.93	19.16	2.01
13	14	13.5	567	518	735	133	487	89.0	11.0	80.2	8.12	70.0	9.50	28.2	3.09	19.85	2.04
14	15	14.5	577	526	753	134	491	90.7	11.8	82.0	8.26	70.3	9.81	28.3	3.06	20.21	2.05
15	16	15.5	551	527	769	133	489	91.9	12.0	80.1	8.07	68.5	9.27	27.0	3.01	19.97	2.03
16	17	16.5	501	465	669	117	433	80.7	10.8	70.1	7.27	62.1	8.39	24.3	2.70	17.63	1.84
17	18	17.5	572	528	757	136	496	90.2	11.5	80.6	8.03	69.2	9.43	28.0	3.02	19.18	2.02
18	19	18.5	620	569	827	149	542	100	12.3	88.6	8.86	75.1	10.4	29.7	3.16	20.82	2.17
19	20	19.5	590	546	768	139	510	92.9	11.8	84.0	8.32	73.4	9.91	29.7	3.06	20.34	2.06
20	21	20.5	663	604	858	155	568	105	12.7	93.2	9.30	79.1	10.8	32.1	3.53	22.01	2.30
21	22	21.5	615	546	779	141	517	95.6	12.1	83.4	8.69	74.3	10.1	29.4	3.15	20.55	2.25
22	23	22.5	664	590	840	153	561	103	12.7	92.1	9.04	78.8	10.7	31.3	3.45	22.60	2.31
23	24	23.5	751	670	940	174	639	117	14.1	104	10.2	89.1	12.2	36.6	3.78	25.09	2.54
24	25	24.5	675	615	884	162	588	111	12.3	95.6	9.57	82.8	11.2	32.3	3.50	22.14	2.34
25	26	25.5	669	596	842	154	573	106	12.5	92.5	9.41	82.6	11.2	32.4	3.59	23.23	2.38
26	27	26.5	604	531	763	137	501	96.2	11.8	82.5	8.38	72.3	9.81	28.8	3.18	20.90	2.14
27	28	27.5	575	522	753	134	493	91.5	11.6	81.2	8.22	70.1	9.49	28.1	3.06	20.17	2.12
28	29	28.5	573	523	775	137	513	96.3	12.2	82.6	8.34	72.0	9.61	28.7	3.18	19.93	2.18
29	30	29.5	600	536	789	142	527	98.8	12.1	85.1	8.69	74.8	10.3	29.7	3.28	21.05	2.27

Lac Landry - Concentrations dans la phase solide - 2010

Profondeurs de... (cm)	Profondeur ...à (cm)	Profondeur (cm)	La (nmol g ⁻¹)	Ce (nmol g ⁻¹)	Pr (nmol g ⁻¹)	Nd (nmol g ⁻¹)	Sm (nmol g ⁻¹)	Eu (nmol g ⁻¹)	Gd (nmol g ⁻¹)	Tb (nmol g ⁻¹)	Dy (nmol g ⁻¹)	Ho (nmol g ⁻¹)	Er (nmol g ⁻¹)	Tm (nmol g ⁻¹)	Yb (nmol g ⁻¹)	Lu (nmol g ⁻¹)
0.0	0.5	0.25	90.2	165	25.7	100	20.5	4.42	18.9	1.89	16.0	2.20	6.71	0.75	5.36	0.61
0.5	1.0	0.75	85.5	157	24.1	93.7	19.3	4.06	17.5	1.74	14.8	2.05	6.21	0.71	5.08	0.58
1.0	1.5	1.25	89.9	164	25.7	99.6	20.5	4.25	18.4	1.80	15.5	2.11	6.43	0.72	5.21	0.60
1.5	2.0	1.75	83.8	156	24.2	94.4	19.5	4.12	17.8	1.75	14.8	2.04	6.17	0.68	4.93	0.56
2.0	2.5	2.25	85.1	156	24.3	93.8	19.4	4.13	17.8	1.78	15.0	2.05	6.27	0.71	5.07	0.58
2.5	3.0	2.75	100	183	28.2	110	22.8	4.79	20.6	2.04	17.4	2.37	7.29	0.83	6.01	0.68
3.0	3.5	3.25	108	202	31.0	120	24.7	5.25	22.4	2.23	18.9	2.58	7.81	0.89	6.34	0.73
3.5	4.0	3.75	110	204	31.6	124	25.6	5.40	23.3	2.30	19.6	2.69	8.18	0.92	6.54	0.75
4.0	4.5	4.25	88.2	164	25.2	98.3	20.2	4.25	18.4	1.83	15.5	2.13	6.53	0.74	5.36	0.61
4.5	5.0	4.75	118	219	34.4	134	27.9	5.93	25.5	2.52	21.4	2.93	8.92	0.99	7.15	0.81
5.0	5.5	5.25	120	226	34.9	135	28.2	6.04	26.1	2.58	21.9	3.03	9.24	1.04	7.40	0.84
5.5	6.0	5.75	125	228	35.8	140	28.7	6.06	25.8	2.57	21.5	2.94	9.06	1.02	7.30	0.84
6.0	6.5	6.25	128	236	36.4	142	29.5	6.28	27.0	2.70	22.8	3.15	9.62	1.08	7.76	0.89
6.5	7.0	6.75	88.5	164	25.4	98.8	20.3	4.27	18.4	1.83	15.6	2.14	6.46	0.73	5.34	0.61
7.0	7.5	7.25	130	241	37.2	144	29.7	6.29	27.1	2.70	22.9	3.13	9.45	1.07	7.74	0.88
7.5	8.0	7.75	135	256	38.9	150	31.2	6.60	28.4	2.80	23.7	3.25	9.92	1.11	7.95	0.91
8.0	8.5	8.25	140	256	40.0	155	32.2	6.87	29.3	2.92	24.9	3.40	10.4	1.17	8.51	0.96
8.5	9.0	8.75	140	267	40.7	158	33.0	6.97	29.7	2.93	24.7	3.38	10.4	1.17	8.40	0.97
9.0	9.5	9.25	250	435	73.8	288	59.0	12.67	54.5	5.36	45.7	6.25	19.0	2.13	15.33	1.75
9.5	10.0	10.5	143	270	41.3	160	33.3	7.20	30.7	3.07	25.9	3.57	10.9	1.23	8.78	1.00

Lac Landry - Concentrations dans la phase solide - 2010 (suite)

Profondeurs de... (cm)	Profondeur ...à (cm)	Profondeur (cm)	La (nmol g ⁻¹)	Ce (nmol g ⁻¹)	Pr (nmol g ⁻¹)	Nd (nmol g ⁻¹)	Sm (nmol g ⁻¹)	Eu (nmol g ⁻¹)	Gd (nmol g ⁻¹)	Tb (nmol g ⁻¹)	Dy (nmol g ⁻¹)	Ho (nmol g ⁻¹)	Er (nmol g ⁻¹)	Tm (nmol g ⁻¹)	Yb (nmol g ⁻¹)	Lu (nmol g ⁻¹)
10.0	10.5	11.5	157	286	45.4	177	36.9	7.88	33.8	3.35	28.7	3.95	12.1	1.36	9.72	1.10
10.5	11.0	12.5	133	253	39.1	153	31.7	6.80	28.8	2.87	24.3	3.32	10.1	1.14	8.14	0.93
11.0	11.5	13.5	146	277	42.9	169	35.6	7.74	32.5	3.26	27.3	3.78	11.5	1.27	9.07	1.04
11.5	12.0	14.5	94.7	171	27.5	109	23.0	4.96	21.2	2.09	17.9	2.44	7.46	0.83	5.97	0.69
12.0	12.5	15.5	112	205	33.0	131	28.0	6.07	26.0	2.62	21.9	2.98	9.16	1.00	7.22	0.82
12.5	13.0	16.5	111	204	32.7	130	27.8	6.06	25.9	2.57	21.9	2.99	9.02	1.00	7.17	0.81
13.0	13.5	17.5	104	191	30.9	123	26.4	5.83	24.7	2.50	21.2	2.92	8.86	0.99	7.08	0.81
13.5	14.0	18.5	113	209	33.7	134	28.4	6.18	26.2	2.62	22.1	3.04	9.14	1.01	7.25	0.83
14.0	14.5	19.5	118	217	35.2	140	30.0	6.54	27.7	2.78	23.2	3.18	9.48	1.05	7.54	0.86
14.5	15.0	20.5	117	214	34.8	139	29.9	6.62	28.3	2.84	24.3	3.30	9.92	1.09	7.70	0.89
15.0	16.0	21.5	118	215	35.1	141	30.1	6.60	27.9	2.82	24.0	3.29	9.98	1.11	7.94	0.89
16.0	17.0	22.5	118	216	35.3	139	29.6	6.47	27.4	2.75	23.3	3.18	9.56	1.07	7.59	0.88
17.0	18.0	23.5	114	209	33.7	135	29.1	6.42	27.2	2.75	23.0	3.18	9.47	1.05	7.40	0.85
18.0	19.0	24.5	113	204	34.1	137	29.4	6.40	26.8	2.65	22.5	3.07	9.26	1.03	7.38	0.84
19.0	20.0	25.5	118	217	36.0	145	31.6	7.00	29.8	2.99	25.2	3.38	10.2	1.12	7.98	0.90
20.0	21.0	26.5	115	211	34.4	137	29.3	6.41	26.8	2.70	22.8	3.14	9.50	1.05	7.58	0.87
21.0	22.0	27.5	117	216	34.3	136	29.4	6.44	27.3	2.71	22.9	3.14	9.42	1.04	7.48	0.85
22.0	23.0	28.5	116	211	34.7	137	29.4	6.37	26.8	2.67	22.5	3.06	9.21	1.02	7.34	0.84

Lac Tantaré Bassin B - Eaux interstitielles - juillet 2011

Profondeur cm	Y nM			La nM			Ce nM			Pr nM			Nd nM			Sm nM			Eu pM			Gd nM		
	dyaliseur #	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514
-4.5	6.48	3.60	9.52	4.46	2.27	6.95	4.40	2.40	6.68	0.97	0.54	1.47	3.54	1.98	5.27	0.61	0.32	0.91	58.3	29.4	87.3	0.63	0.34	0.91
-3.5	7.27	4.00	9.70	4.99	2.65	6.90	4.96	2.75	6.63	1.08	0.60	1.46	3.93	2.23	5.27	0.71	0.38	0.92	63.6	33.3	83.4	0.68	0.38	0.92
-2.5	7.84	4.93	11.9	5.27	3.47	8.69	5.24	3.53	8.40	1.14	0.77	1.83	4.22	2.77	6.61	0.73	0.48	1.15	67.6	39.9	110	0.75	0.46	1.15
-1.5	9.28	6.90	12.7	6.12	5.37	8.61	6.03	5.31	8.55	1.32	1.12	1.85	4.85	4.04	6.76	0.88	0.68	1.20	82.0	61.0	114	0.86	0.67	1.20
-0.5	10.5	7.78	16.1	6.74	5.83	11.1	6.69	5.82	11.0	1.47	1.22	2.38	5.42	4.44	8.63	0.96	0.76	1.54	91.2	72.8	149	0.97	0.75	1.55
0.5	12.6	11.9	18.7	8.23	9.93	13.3	8.10	9.90	13.2	1.76	2.04	2.86	6.55	7.27	10.4	1.17	1.22	1.86	111	116	182	1.17	1.23	1.83
1.5	13.6	19.4	21.0	8.43	17.9	16.0	8.47	17.7	15.9	1.85	3.52	3.36	6.78	12.4	12.2	1.24	2.09	2.16	120	204	210	1.24	2.02	2.13
2.5	15.1	18.5	21.0	9.46	19.2	18.3	9.45	18.5	17.9	2.08	3.62	3.68	7.64	12.5	13.0	1.39	2.05	2.20	136	197	214	1.42	1.98	2.21
3.5	16.5	13.5	19.9	10.0	13.9	19.0	10.1	13.3	18.1	2.22	2.58	3.67	8.21	8.91	12.9	1.51	1.46	2.15	149	137	203	1.54	1.43	2.12
4.5	17.7	11.5	16.1	10.7	11.3	16.5	10.8	11.3	15.7	2.38	2.17	3.11	8.83	7.46	10.8	1.62	1.23	1.77	162	111	162	1.67	1.22	1.73
5.5	19.1	11.3	15.1	11.5	10.9	15.4	11.7	11.2	14.8	2.56	2.12	2.90	9.52	7.36	10.0	1.79	1.23	1.66	174	112	154	1.80	1.20	1.62
6.5	21.0	11.3	14.8	12.6	10.4	15.0	12.9	11.2	14.5	2.82	2.08	2.84	10.5	7.20	9.87	1.93	1.21	1.61	191	111	149	1.96	1.16	1.58
7.5	21.7	11.4	14.0	13.2	10.5	14.3	13.5	11.5	14.0	2.97	2.10	2.70	10.9	7.38	9.39	2.06	1.24	1.54	198	114	140	2.05	1.19	1.50
8.5	23.3	11.6	14.0	14.8	10.8	14.1	15.1	11.7	14.0	3.31	2.17	2.69	12.2	7.56	9.44	2.24	1.25	1.55	222	118	147	2.29	1.22	1.52
9.5	24.2	11.8	13.3	15.2	10.8	13.3	15.6	12.0	13.6	3.40	2.18	2.56	12.6	7.63	8.92	2.35	1.29	1.48	231	119	139	2.37	1.23	1.43

Lac Tantaré Bassin B - Eaux interstitielles - juillet 2011 (suite)

Profondeur cm	Tb			Dy			Ho			Er			Tm			Yb			Lu		
	pM	pM	pM	nM	nM	nM	pM	pM	pM	pM	pM	pM	pM	pM	pM	pM	pM	pM	pM	pM	pM
dyaliseur #	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515
-4.5	60.2	30.0	86.7	0.56	0.29	0.80	86.7	45.5	119	266	152	381	28.4	16.6	39.1	198	119	270	22.9	13.7	29.7
-3.5	66.5	35.1	90.4	0.62	0.33	0.83	94.0	49.1	126	298	167	391	32.0	17.8	41.4	216	130	282	25.1	14.9	32.0
-2.5	72.8	45.1	113	0.69	0.41	1.02	102	62.5	152	332	205	477	35.5	21.3	49.7	237	152	327	26.3	17.1	36.6
-1.5	87.9	65.3	119	0.80	0.58	1.10	121	89.1	163	378	284	505	40.3	29.6	53.3	274	204	364	30.9	21.7	41.2
-0.5	99.3	72.8	158	0.89	0.66	1.44	139	100	213	433	315	666	46.2	33.1	69.9	312	221	473	35.4	25.1	51.4
0.5	118	118	185	1.10	1.08	1.70	164	158	253	522	487	782	54.5	49.7	80.5	364	342	542	42.3	37.7	61.7
1.5	128	204	214	1.19	1.80	1.93	180	266	287	562	804	885	58.0	85.2	93.5	405	543	606	45.7	60.6	67.4
2.5	143	194	215	1.32	1.72	1.93	199	249	287	629	760	870	66.3	80.5	90.0	454	512	608	50.3	57.2	66.3
3.5	161	136	207	1.48	1.24	1.90	223	183	273	681	552	827	73.4	59.2	87.6	491	376	569	54.9	42.3	64.0
4.5	171	117	166	1.60	1.04	1.45	239	153	218	749	476	662	79.3	49.7	69.9	538	328	451	60.6	36.6	50.3
5.5	187	117	153	1.72	1.05	1.38	259	153	207	794	475	627	85.2	49.7	65.1	572	342	434	64.0	37.7	48.0
6.5	205	113	150	1.88	1.03	1.35	282	152	202	871	473	607	93.5	50.9	62.7	617	338	423	70.9	37.7	46.9
7.5	216	116	142	1.99	1.06	1.28	294	155	192	915	485	577	95.9	52.1	61.6	646	355	406	73.2	38.9	44.6
8.5	233	117	145	2.15	1.07	1.30	322	161	192	987	491	585	107	53.3	62.7	712	352	412	78.9	40.0	45.7
9.5	245	119	138	2.24	1.08	1.24	335	161	184	1035	509	570	111	53.3	59.2	735	359	401	81.2	40.0	43.4

Lac Tantaré Bassin B - Eaux interstitielles - juillet 2011

Profondeur cm	Ag nM			Al µM			Ca µM			Fe µM			K µM			Mg µM			Mn µM			pH			Na		
	dyaliseur	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	513	514	515	D*	E*
-4.5	0.10	0.00	0.39	4.34	2.43	5.94	94	70	110	61	9	124	6.9	7.7	10.2	42.1	34.1	40.7	0.86	0.68	1.02	5.98	6.78	6.34	46.7	41.3	51.9
-3.5	0.27	0.15	0.02	4.77	2.83	6.34	99	74	123	80	19	146	6.6	8.0	9.8	41.8	35.2	41.8	0.90	0.71	1.10	6.07	6.82	6.45	48.3	42.1	51.5
-2.5	0.50	0.06	0.17	4.99	3.44	6.95	99	86	142	101	56	207	6.5	8.2	10.6	40.1	35.4	42.9	0.92	0.89	1.30	6.92	6.93	6.54	47.3	41.9	52.1
-1.5	0.18	0.02	0.00	5.69	4.05	7.56	108	98	161	134	92	268	7.0	8.5	11.3	40.4	35.7	44.0	0.99	1.07	1.49	6.25	6.94	6.64	46.6	43	54.5
-0.5	0.14	0.02	0.16	6.83	4.67	8.18	120	111	179	178	128	329	7.0	8.7	12.0	43.1	35.9	45.0	1.11	1.25	1.69	6.21	6.91	6.78	47.2	42.1	54.7
0.5	0.11	0.23	0.13	8.36	5.28	8.79	134	123	198	236	165	390	7.3	9.0	12.7	43.9	36.2	46.1	1.22	1.43	1.89	6.07	6.8	6.8	46	47.8	53.6
1.5	0.68	0.12	0.12	9.45	5.89	9.40	148	135	217	295	201	451	10.9	9.2	13.5	46.2	36.5	47.2	1.38	1.61	2.09	6.44	6.68	6.91	51.4	46.9	56.1
2.5	0.51	0.09	0.10	10.2	6.50	10.0	158	148	236	334	238	512	8.1	9.5	14.2	45.4	36.7	48.3	1.44	1.79	2.28	6.56	6.54	6.84	50	45.6	60.4
3.5	0.34	0.01	0.11	11.0	6.66	10.3	159	154	245	369	256	542	7.7	9.6	14.5	43.8	36.8	49.4	1.49	1.88	2.38	6.73	6.56	6.82	47.5	48.9	58.3
4.5	0.43	0.04	0.04	12.5	6.82	10.6	182	160	255	441	274	573	8.4	9.7	14.9	47.1	37.0	49.4	1.70	1.97	2.48	6.67	6.51	6.77	49.3	48.6	59.7
5.5	0.20	0.06	0.80	13.9	7.16	9.51	202	169	253	505	297	556	9.0	9.3	13.9	48.9	38.8	48.5	1.88	2.19	2.51	6.73	6.56	6.7	52.8	49.3	57.8
6.5	0.30	0.01	0.19	14.3	7.48	10.7	210	177	282	541	312	585	8.8	10.7	21.7	47.5	40.2	51.2	1.93	2.34	2.73	6.72	6.54	6.68	51.5	51.9	63.4
7.5	0.17	0.02	0.11	15.0	9.74	9.15	218	190	255	593	347	572	8.5	10.3	13.4	47.0	43.2	49.3	2.04	2.64	2.74	6.74	6.61	6.67	51.9	52	62
8.5	0.23	0.08	0.12	16.6	7.09	9.39	240	175	262	676	330	587	9.4	9.3	13.3	47.8	40.5	49.9	2.21	2.59	2.90	6.79	6.62	6.66	55.2	53.7	63.6
9.5	0.05	0.10	0.14	17.5	7.36	8.99	259	183	268	743	347	598	10.2	9.5	13.6	49.9	42.2	50.5	2.37	2.80	3.05	6.73	6.65	6.58	51.7	53	65.7

Lac Tantaré Bassin B - Eaux interstitielles - juillet 2011 (suite)

Profondeur cm	SO ₄ ²⁻ μM			ΣS(-II) μM			ΣS(0) μM			COD mg L ⁻¹			CID mM			CH ₄ μM			NO ₃ ⁻ μM			Total N mg L ⁻¹			Cl ⁻ μM		
	510	511	512	510	511	512	510	511	512	510	511	512	510	511	512	510	511	512	510	511	512	510	511	512	510	511	512
-4.5	33.7	26.5	35.4	0.13	0.04	0.02	0.00	0.27	0.00	1.60	5.46	3.05	0.55	1.01	0.68	6	266	87	8.91	1.51	4.45	0.46	0.96	0.62	8.10	6.69	8.11
-3.5	34.2	25.2	35.5	0.01	0.05	0.02	0.00	0.38	0.00	1.74	6.74	3.53	0.52	1.12	0.63	7	354	87	7.36	5.66	5.06	0.47	1.11	0.68	7.48	6.80	7.00
-2.5	33.7	26.2	36.0	0.01	0.06	0.03	0.00	0.36	0.05	1.93	8.50	4.31	0.52	1.07	0.68	9	615	115	5.91	3.14	0.00	0.48	1.21	0.75	6.91	7.56	7.25
-1.5	34.1	23.4	30.0	0.01	0.07	0.03	0.00	0.24	0.07	2.03	10.9	5.40	0.50	1.40	0.79	13	674	170	7.67	0.00	3.58	0.51	1.42	0.83	8.16	8.46	7.04
-0.5	34.3	14.4	26.3	0.01	0.11	0.05	0.05	0.37	0.05	2.01	13.5	7.52	0.55	1.49	0.87	40	969	159	5.97	0.00	0.00	0.50	1.66	1.02	6.48	8.61	7.42
0.5	34.9	7.2	18.5	0.01	0.26	0.28	0.00	0.33	0.81	2.12	15.7	10.6	0.56	1.87	0.99	120	1557	289	3.32	0.00	0.00	0.58	2.15	1.27	6.07	8.99	6.42
1.5	26.9	5.3	4.3	0.03	0.20	0.79	0.06	0.68	1.03	4.13	16.0	16.0	0.89	2.01	1.54	270	1875	1004	3.51	0.00	6.98	1.06	2.27	2.08	6.61	8.29	8.85
2.5	6.3	3.6	2.6	0.47	0.51	0.54	0.56	0.45	0.70	7.84	13.7	26.6	1.35	1.91	1.80	863	1236	1321	3.38	3.31	4.10	1.94	2.82	4.00	9.66	8.99	10.3
3.5	5.4	3.0	2.2	0.56	0.76	0.82	0.10	0.51	1.07	7.70	13.2	26.3	1.53	2.07	2.11	1281	2576	1916	4.86	0.00	0.00	2.42	3.22	4.80	8.10	8.31	10.3
4.5	5.0	3.1	2.7	0.06	0.70	1.24	0.09	0.59	1.51	7.90	12.6	26.0	1.76	2.39	2.31	1853	2528	1793	3.37	0.00	4.44	2.79	3.29	5.20	7.36	8.14	32.6
5.5	5.2	4.1	1.6	0.03	0.62	0.98	0.00	0.35	1.26	8.20	13.5	16.7	2.29	2.24	3.05	2879	2425	4496	9.19	4.32	3.18	3.13	3.71	4.40	8.46	10.1	9.96
6.5	3.9	3.1	2.6	0.03	0.40	0.91	0.00	0.05	0.56	8.30	13.5	14.0	2.33	2.81	2.65	2730	4134	3189	1.76	0.00	5.44	3.38	3.88	4.26	8.11	8.08	12.4
7.5	4.7	2.8	13.7	0.04	0.24	0.29	0.00	0.31	0.11	8.55	13.9	13.1	2.60	2.47	2.71	3727	3163	3305	3.32	0.00	3.11	3.61	4.15	4.24	8.94	8.92	9.05
8.5	4.1	3.9	28.9	0.15	0.35	0.05	0.00	0.08	0.06	8.80	14.3	13.4	2.45	3.10	2.89	3353	5267	3800	3.25	0.00	12.1	3.81	4.36	4.46	8.09	9.60	10.9
9.5	4.7	3.6	32.6	0.04	0.31	0.04	0.06	0.11	0.09	9.08	14.6	13.3	2.98	3.36	2.41	5286	6245	3063	4.15	0.00	3.10	4.01	4.37	4.54	9.74	8.76	9.48

Lac Tantaré Bassin B - Eaux interstitielles - octobre 2011

Profondeur cm	Y nM			La nM			Ce nM			Pr nM			Nd nM			Sm nM			Eu pM			Gd nM					
LD																											
dyaliseur	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521
-4.5	24.4	25.2	18.2	18.9	19.5	15.7	18.8	19.4	15.3	3.96	4.00	3.17	14.1	14.5	11.1	2.50	2.58	1.90	249	256	187	2.51	2.65	1.90			
-3.5	24.6	19.8	19.4	18.9	15.1	16.5	18.8	15.3	16.2	3.98	3.13	3.31	14.3	11.3	11.9	2.53	2.03	2.00	247	203	199	2.52	2.05	1.99			
-2.5	25.0	25.5	20.1	19.1	19.3	17.3	18.9	19.5	16.9	3.96	4.02	3.46	14.3	14.7	12.3	2.56	2.63	2.09	248	249	211	2.57	2.67	2.09			
-1.5	25.4	26.1	20.9	18.9	19.4	18.2	18.9	19.5	17.8	3.99	4.06	3.64	14.4	14.7	12.9	2.59	2.63	2.19	250	260	218	2.59	2.67	2.22			
-0.5	24.9	26.8	21.2	18.3	19.7	19.4	18.2	19.9	18.9	3.88	4.15	3.82	13.9	15.0	13.4	2.53	2.74	2.30	248	264	223	2.54	2.75	2.26			
0.5	21.1	25.6	18.3	17.1	18.9	19.0	16.8	19.2	18.2	3.43	3.98	3.58	12.3	14.4	12.4	2.13	2.59	2.04	207	249	197	2.18	2.64	2.01			
1.5	10.8	21.5	14.5	11.7	17.4	15.5	11.1	17.3	14.7	2.15	3.53	2.87	7.5	12.7	9.8	1.22	2.24	1.61	107	214	150	1.19	2.26	1.60			
2.5	9.0	15.5	10.4	10.5	15.2	11.5	9.9	14.6	10.9	1.89	2.89	2.09	6.5	10.1	7.2	1.05	1.71	1.16	91	157	106	1.03	1.70	1.13			
3.5	11.3	13.4	10.2	11.9	14.5	11.3	11.7	13.7	10.6	2.25	2.69	2.04	7.8	9.4	7.0	1.27	1.54	1.14	114	133	104	1.26	1.53	1.10			
4.5	8.9	13.0	10.3	10.3	14.1	11.3	9.7	13.4	10.7	1.86	2.61	2.04	6.4	9.1	7.0	1.04	1.50	1.12	87	129	104	1.00	1.47	1.12			
5.5	9.3	12.3	10.6	10.5	13.4	11.5	10.0	12.8	10.9	1.92	2.51	2.11	6.6	8.7	7.2	1.06	1.42	1.17	89	123	107	1.04	1.40	1.14			
6.5	9.7	12.4	10.6	10.8	13.3	11.5	10.3	12.7	10.9	1.97	2.48	2.09	6.8	8.7	7.2	1.13	1.42	1.14	98	124	107	1.08	1.41	1.15			
7.5	10.3	11.0	10.6	11.2	11.7	11.4	10.7	11.3	11.0	2.06	2.23	2.08	7.1	7.8	7.1	1.16	1.30	1.17	102	110	103	1.13	1.26	1.14			
8.5	10.6	12.8	10.9	11.5	13.8	11.5	11.0	13.2	11.1	2.12	2.58	2.11	7.4	9.1	7.3	1.21	1.47	1.19	106	128	107	1.17	1.45	1.14			
9.5	11.0	12.8	10.9	11.7	13.8	11.7	11.4	13.2	11.1	2.20	2.58	2.12	7.6	9.1	7.4	1.24	1.47	1.18	110	131	106	1.22	1.45	1.18			

Lac Tantaré Bassin B - Eaux interstitielles - octobre 2011 (suite)

Profondeur cm	Tb pM			Dy nM			Ho pM			Er nM			Tm pM			Yb pM			Lu pM		
LD																					
dyaliseur	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521
-4.5	255	269	186	2.31	2.44	1.69	343	361	247	1.03	1.10	0.75	109	115	78.1	717	771	511	80.0	86.9	57.2
-3.5	259	211	199	2.33	1.91	1.78	343	281	260	1.04	0.86	0.78	110	91.2	81.7	724	605	542	80.0	67.4	60.6
-2.5	262	273	209	2.34	2.46	1.86	349	360	272	1.05	1.12	0.83	111	118	85.2	733	778	563	82.3	86.9	61.7
-1.5	264	272	218	2.44	2.49	1.96	357	370	286	1.07	1.13	0.87	114	118	90.0	749	790	595	84.6	86.9	66.3
-0.5	259	284	223	2.37	2.60	1.98	353	381	288	1.07	1.17	0.88	112	123	91.2	736	820	600	82.3	91.4	65.2
0.5	219	274	192	2.01	2.49	1.75	295	366	252	0.90	1.13	0.76	94.7	120	78.1	613	786	513	67.4	86.9	54.9
1.5	114	231	152	1.03	2.07	1.36	150	309	198	0.46	0.96	0.60	47.4	101	61.6	309	659	406	34.3	74.3	44.6
2.5	97	165	106	0.85	1.47	0.96	127	216	141	0.38	0.66	0.43	37.9	69.9	43.8	259	461	283	28.6	52.6	32.0
3.5	118	145	106	1.07	1.30	0.94	158	189	142	0.48	0.57	0.43	49.7	60.4	43.8	334	398	296	36.6	43.4	32.0
4.5	94	138	104	0.83	1.22	0.95	122	183	138	0.38	0.55	0.42	37.9	58.0	45.0	264	385	294	27.4	42.3	32.0
5.5	97	133	109	0.88	1.19	0.98	127	170	145	0.39	0.53	0.43	40.3	54.5	45.0	267	364	304	28.6	40.0	33.1
6.5	102	132	108	0.90	1.18	0.97	133	175	144	0.41	0.52	0.43	41.4	54.5	45.0	285	365	301	30.9	40.0	32.0
7.5	106	119	108	0.94	1.06	0.96	139	156	144	0.43	0.47	0.44	43.8	49.7	45.0	296	325	303	32.0	35.4	33.1
8.5	109	138	109	1.00	1.22	0.98	145	178	145	0.44	0.54	0.44	46.2	56.8	46.2	308	376	308	34.3	42.3	32.0
9.5	114	138	112	1.02	1.23	1.00	149	183	147	0.46	0.56	0.44	48.5	56.8	46.2	315	378	310	36.6	41.2	34.3

Lac Tantaré Bassin B - Eaux interstitielles - octobre 2011

Profondeur cm	Ag nM			Al µM			Ca µM			Fe µM			K µM			Mg µM			Mn µM			pH			Na		
	dyaliseur	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	519	520	521	D ⁺	E ⁺
-4.5	2.10	1.79	1.54	18.8	17.3	14.8	247	297	131	682	853	267	13.0	15.6	12.4	48.0	49.0	39.7	2.78	3.05	2.09	6.38	6.36	6.56	46.7	41.3	51.9
-3.5	2.09	2.15	1.48	22.6	13.9	15.6	239	261	153	674	700	290	12.6	14.1	12.7	45.3	38.1	39.5	2.67	2.45	2.14	6.51	6.69	6.75	48.3	42.1	51.5
-2.5	1.85	1.81	2.65	18.3	17.0	16.3	275	311	141	765	951	318	13.5	16.8	12.5	49.3	49.3	39.0	2.96	3.30	2.21	6.62	6.67	6.85	47.3	41.9	52.1
-1.5	1.05	3.18	1.36	17.2	16.8	17.0	274	324	159	790	1028	357	13.3	16.8	12.1	48.5	50.6	40.2	2.99	3.55	2.30	6.7	6.71	6.82	46.6	43	54.5
-0.5	2.65	3.90	2.78	17.2	16.7	14.5	302	341	150	876	1114	326	15.0	18.2	9.9	49.9	51.6	33.4	3.21	3.81	1.80	6.78	6.71	6.87	47.2	42.1	54.7
0.5	1.94	3.79	1.26	13.9	14.7	14.8	330	346	175	919	1169	375	14.3	18.3	10.6	49.2	50.5	37.6	2.99	3.91	1.86	6.7	6.74	6.88	46	47.8	53.6
1.5	1.91	3.06	2.87	8.1	11.4	10.2	353	364	174	934	1246	352	16.2	19.8	10.0	54.1	51.2	35.0	3.17	3.92	1.76	6.68	6.67	6.89	51.4	46.9	56.1
2.5	2.51	2.32	2.38	5.3	7.5	7.6	311	374	189	799	1288	315	13.6	18.1	10.1	48.3	50.8	32.2	2.85	3.77	1.68	6.75	6.67	6.9	50	45.6	60.4
3.5	2.12	2.33	2.16	9.4	6.5	7.6	288	377	194	750	1306	383	19.6	23.4	10.8	49.9	49.9	38.5	3.29	3.75	2.08	6.85	6.82	6.86	47.5	48.9	58.3
4.5	1.51	1.93	1.45	5.6	6.4	7.5	294	369	203	737	1307	396	13.1	17.5	11.2	46.6	49.7	39.8	2.78	3.76	2.19	6.82	6.69	6.83	49.3	48.6	59.7
5.5	0.14	2.62	0.24	5.2	6.3	7.6	301	353	206	734	1271	402	13.1	16.9	11.4	48.0	50.1	40.2	2.88	3.77	2.23		6.58	6.88	52.8	49.3	57.8
6.5	0.20	0.00	0.23	6.3	6.4	7.6	323	326	206	740	1184	407	14.6	16.2	11.4	49.6	48.9	40.5	3.01	3.61	2.28		6.72	6.83	51.5	51.9	63.4
7.5	0.18	0.00	0.25	6.2	5.7	8.0	280	304	198	713	1013	397	13.7	16.1	11.7	48.0	44.1	39.2	2.94	3.20	2.24		6.63	6.84	51.9	52	62
8.5	0.11	0.01	0.27	6.1	6.4	11.1	269	303	217	691	1112	424	12.7	16.8	11.5	46.8	48.5	41.9	2.88	3.53	2.40	6.84	6.68	6.79	55.2	53.7	63.6
9.5	1.38	0.04	0.20	8.1	6.5	7.7	277	292	215	710	1069	435	13.3	15.9	11.4	48.0	47.5	42.6	3.04	3.46	2.48	6.86	6.63	6.73	51.7	53	65.7

Lac Tantaré Bassin B - Eaux interstitielles - octobre 2011

Profondeur cm	SO ₄ ²⁻ µM			ΣS(-II) µM			ΣS(0) µM			COD mg L ⁻¹			CID mM			CH ₄ µM			NO ₃ ⁻ µM			Total N mg L ⁻¹			Cl ⁻ µM		
	dyaliseur	516	517	518	516	517	518	516	517	518	516	517	518	516	517	518	516	517	518	516	517	518	516	517	518	516	517
-4.5	22.9	42.7	28.1	0.05	0.05	0.06	0.00	0.29	0.00	7.34	7.88	8.79	0.94	0.86	1.03	210	148	192	1.00	6.98	1.00	0.80	1.04	1.18	6.2	11.3	7.1
-3.5	22.9	23.9	22.9	0.05	0.06	0.06	0.05	0.10	0.05	8.70	7.76	9.95	0.96	0.92	0.89	203	174	156	1.00	1.00	1.00	1.06	0.85	1.41	6.5	6.2	8.5
-2.5	22.9	25.0	22.9	0.08	0.07	0.08	0.05	0.00	0.05	8.16	8.94	8.50	0.98	0.93	0.98	211	173	218	1.00	1.00	1.00	0.86	1.21	1.21	11.3	6.5	8.5
-1.5	23.9	21.9	22.9	0.06	0.09	0.09	0.00	0.00	0.06	9.41	8.90	8.90	0.98	1.02	1.10	209	288	206	1.00	1.00	1.00	1.17	1.12	0.98	7.3	6.2	20.3
-0.5	20.8	23.9	23.9	0.07		0.19	0.00	0.08	0.00	9.15	9.38	10.4	1.05	0.99	1.16	281	240	254	1.00	1.00	1.00	0.99	1.16	1.26	8.5	6.5	8.2
0.5	17.2	20.8	26.0	0.08	0.16	1.23	0.00	< 0.05	1.05	11.1	10.2	11.0	1.04	0.98	1.29	263	203	332	1.00	1.00	1.00	1.35	1.29	1.16	8.5	7.1	7.9
1.5	19.2	19.4	11.3	0.10	0.20	1.68	0.05	0.09	0.49	10.0	10.7	17.0	1.06	1.02	1.41	270	253	481	1.00	1.00	1.00	1.08	1.37	1.43	8.2	16.9	20.0
2.5	15.8	16.4	5.2	0.12	0.28	2.09	0.07	0.12	0.59	10.9	11.8	13.5	1.12	1.14	1.46	302	271	597	1.00	1.00	1.00	1.15	1.46	1.89	7.3	3.0	11.3
3.5	14.7	8.0	5.2	0.17	0.30	2.18	0.08	0.15	0.56	11.0	13.1	12.0	1.14	1.12	1.61	320	311	727	1.00	1.00	1.00	1.16	1.58	2.31	7.3	8.5	7.3
4.5	12.5	3.0	4.2	0.24	0.76	2.33	0.10	0.37	0.56	12.2	12.5	10.9	1.93	1.32	1.81	699	359	884	1.00	1.00	1.00	1.42	2.20	2.36	7.6	7.6	6.5
5.5	11.5	2.5	5.2	0.34	1.05	2.10	0.27	0.49	0.62	14.6	10.3	12.0	1.29	1.58	1.71	371	645	1003	1.00	1.00	1.00	1.94	2.30	2.85	8.5	7.1	7.9
6.5	6.9	2.4	5.2	0.32	1.16	2.17	0.18	0.29	0.41	14.9	12.3	10.7	1.46	1.75	1.90	621	807	1055	1.00	1.00	1.00	1.61	2.99	2.68	8.5	7.3	7.6
7.5	3.0	3.0	7.8	0.33	1.20	1.77	0.34	0.23	0.40	17.2	9.64	9.38	1.49	1.82	1.92	499	977	1220	1.00	1.00	1.00	1.93	2.63	2.60	14.1	29.9	7.6
8.5	2.7	3.1	8.2	0.41	0.92	1.54	0.60	0.26	0.28	19.2	9.94	9.63	1.21	1.88	2.14	363	1015	1404	1.00	1.00	1.00	2.17	2.75	2.82	11.3	8.5	8.5
9.5	1.5	3.1	7.4	0.36	0.42	1.26	0.87	0.10	0.27	25.8	9.95	10.8	2.10	2.01		799	1378		1.00	1.00	1.00	2.57	2.95	3.21	14.1	6.8	7.9

Lac Tantaré Bassin A - Eaux interstitielles - juillet 2012

Profondeur cm	Y nM			La nM			Ce nM			Pr nM			Nd nM			Sm nM			Eu pM			Gd nM		
	dyaliseur	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526
-4.5	4.44	7.81	4.31	2.82	5.04	2.74	3.91	7.16	3.81	0.71	1.22	0.70	2.60	4.41	2.56	0.46	0.80	0.45	48.7	82.9	44.7	0.45	0.76	0.40
-3.5	4.51	10.1	4.27	2.84	6.71	2.68	3.83	9.36	3.74	0.67	1.60	0.68	2.46	5.73	2.43	0.45	1.02	0.43	42.1	111	44.7	0.43	0.97	0.40
-2.5	4.60	9.17	4.55	2.87	6.27	2.79	3.88	8.66	3.83	0.68	1.45	0.67	2.48	5.10	2.48	0.45	0.90	0.42	46.1	92.1	40.8	0.41	0.83	0.38
-1.5	4.63	5.06	4.11	2.94	3.43	2.52	4.00	4.62	3.54	0.71	0.78	0.63	2.59	2.72	2.30	0.44	0.49	0.41	44.7	47.4	40.8	0.42	0.43	0.37
-0.5	4.56	7.47	3.59	2.85	5.24	2.04	3.89	7.14	2.83	0.69	1.21	0.48	2.52	4.29	1.71	0.45	0.76	0.31	47.4	79.0	31.6	0.42	0.71	0.31
0.5	4.17	9.93	3.82	2.62	6.80	2.06	3.68	9.38	2.83	0.65	1.57	0.47	2.42	5.57	1.63	0.43	0.96	0.30	46.1	101	29.0	0.41	0.88	0.28
1.5	3.45	11.8	3.91	2.04	7.95	2.07	2.83	10.8	2.91	0.48	1.81	0.47	1.73	6.33	1.65	0.31	1.10	0.30	30.3	115	27.6	0.30	1.03	0.29
2.5	2.50	12.4	4.01	1.35	8.23	2.06	1.92	11.3	2.95	0.31	1.86	0.48	1.13	6.50	1.66	0.20	1.10	0.31	19.7	116	27.6	0.19	1.04	0.30
3.5	3.00	8.99	3.81	1.83	5.87	1.88	2.56	7.94	2.76	0.41	1.32	0.45	1.45	4.66	1.58	0.26	0.83	0.29	22.4	88.2	26.3	0.24	0.78	0.27
4.5	2.86	10.2	3.77	1.70	6.77	1.87	2.41	9.32	2.78	0.39	1.55	0.45	1.38	5.53	1.63	0.25	0.96	0.30	21.1	97.4	26.3	0.23	0.90	0.27
5.5	2.41	9.01	3.58	1.40	5.89	1.85	2.00	8.13	2.66	0.32	1.37	0.43	1.10	4.87	1.52	0.20	0.86	0.27	13.2	86.9	19.7	0.19	0.81	0.25
6.5	2.88	10.5	3.86	1.79	6.82	1.97	2.56	9.36	2.80	0.41	1.58	0.44	1.45	5.64	1.59	0.26	0.97	0.29	21.1	105	17.1	0.24	0.91	0.27
7.5	1.68	10.6	4.06	0.93	6.86	2.07	1.37	9.59	2.87	0.22	1.63	0.45	0.78	5.83	1.55	0.14	1.02	0.27	6.6	109	7.9	0.13	0.94	0.25
8.5	1.13	8.59	3.71	0.62	5.61	1.92	0.91	7.82	2.62	0.14	1.32	0.41	0.53	4.74	1.42	0.10	0.83	0.24	2.6	86.9	3.9	0.08	0.78	0.24
9.5	1.34	9.49	3.35	0.75	6.07	1.80	1.12	8.54	2.43	0.18	1.45	0.39	0.64	5.19	1.39	0.12	0.93	0.25	3.9	96.1	3.9	0.11	0.83	0.24

Lac Tantaré Bassin A - Eaux interstitielles - juillet 2012 (suite)

Profondeur cm	Tb			Dy			Ho			Er			Tm			Yb			Lu		
	pM			nM			pM			pM			nM			pM			pM		
dyaliseur	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526	527
-4.5	45.3	76.8	37.8	0.41	0.76	0.36	64.3	115	57.0	207	375	184	24.9	42.6	21.3	163	296	152	20.6	34.3	17.1
-3.5	41.5	101	37.8	0.39	0.96	0.37	61.8	147	57.0	202	494	184	23.7	55.6	21.3	165	380	152	19.4	43.4	17.1
-2.5	41.5	86.8	36.5	0.39	0.84	0.35	60.6	129	57.0	206	414	191	24.9	45.0	22.5	167	316	155	18.3	37.7	19.4
-1.5	41.5	44.0	36.5	0.41	0.43	0.35	63.1	66.7	54.6	210	221	182	23.7	24.9	21.3	167	174	148	19.4	20.6	17.1
-0.5	40.3	70.5	30.2	0.40	0.68	0.32	61.8	99.4	52.1	201	323	183	23.7	35.5	21.3	170	247	154	19.4	29.7	18.3
0.5	39.0	90.6	30.2	0.38	0.86	0.33	59.4	133	54.6	201	428	193	22.5	47.4	22.5	158	333	171	18.3	38.9	20.6
1.5	27.7	104	32.7	0.29	1.03	0.35	44.9	159	58.2	157	520	207	17.8	59.2	24.9	127	410	174	16.0	49.2	20.6
2.5	17.6	106	32.7	0.20	1.03	0.35	31.5	162	58.2	114	542	204	13.0	61.6	24.9	98.0	431	177	12.6	49.2	20.6
3.5	25.2	80.5	30.2	0.26	0.78	0.33	41.2	121	54.6	145	413	189	16.6	47.4	22.5	118	320	169	13.7	37.7	20.6
4.5	23.9	93.1	30.2	0.24	0.91	0.32	38.8	143	52.1	132	468	184	15.4	53.3	22.5	108	367	158	13.7	43.4	19.4
5.5	20.1	81.8	27.7	0.20	0.79	0.30	32.7	126	49.7	118	411	171	13.0	46.2	21.3	96.9	322	155	11.4	38.9	18.3
6.5	26.4	95.6	28.9	0.25	0.92	0.31	40.0	144	52.1	135	474	182	15.4	53.3	22.5	110	375	163	12.6	44.6	20.6
7.5	12.6	96.9	27.7	0.15	0.93	0.30	23.0	143	50.9	78.9	478	184	9.5	53.3	22.5	69.1	374	169	8.0	44.6	20.6
8.5	8.8	80.5	26.4	0.09	0.78	0.29	15.8	120	46.1	57.4	393	172	7.1	43.8	21.3	47.2	316	155	5.7	36.6	18.3
9.5	11.3	83.1	27.7	0.12	0.81	0.29	19.4	127	47.3	63.4	424	167	7.1	46.2	18.9	53.0	342	147	6.9	40.0	18.3

Lac Tantaré Bassin A - Eaux interstitielles - juillet 2012

Profondeur cm	Cl ⁻ µM			Al µM			Ca µM			Fe µM			K µM			Mg µM			Mn µM			pH			Na µM		
	dialyseur	522	523	524	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526	527	525	526	527	522	523	524	525	526
-4.5	5.90	4.51	8.74	5.3	7.8	5.3	19.2	23.4	18.6	0.4	48	0.8	5.4	7.7	5.4	8.6	9.1	8.8	0.41	0.69	0.44	5.7	5.4	5.5	20.8	25.2	20.9
-3.5	5.64	4.51	5.64	5.1	9.5	5.2	18.6	23.3	18.0	0.3	61	0.6	5.3	6.7	5.3	8.4	8.5	8.7	0.40	0.70	0.44	5.5	5.4	5.5	20.7	22.9	20.8
-2.5	4.51	5.25	4.80	5.3	9.3	5.2	19.7	23.7	18.1	0.4	69	0.6	5.8	6.1	5.2	8.8	8.0	8.6	0.42	0.69	0.44	5.5	5.4	5.6	22.5	20.6	20.6
-1.5	4.80	4.51	5.27	5.4	7.0	5.1	19.3	15.3	18.2	0.4	34	0.5	6.5	5.8	5.3	8.8	8.9	8.5	0.41	0.65	0.44	5.5	5.4	5.5	21.6	20.6	20.9
-0.5	5.92	4.80	5.64	5.2	9.2	5.8	19.4	20.9	25.0	0.4	68	0.6	5.8	6.4	5.5	8.7	8.7	8.0	0.42	0.70	0.40	5.6	5.2	5.3	21.9	21.5	21.2
0.5	4.80	5.16	5.92	5.3	10.2	6.8	19.0	28.2	30.3	0.3	91	2.1	5.7	6.4	5.6	8.7	8.9	7.1	0.43	0.79	0.32	5.8	5.8	5.4	22.1	21.3	21.5
1.5	5.08	5.08	5.92	5.4	11.0	7.1	17.5	31.6	33.9	0.5	97	2.7	6.0	6.7	5.4	9.2	9.3	7.0	0.52	0.83	0.30	5.9	5.9	5.4	22.2	21.8	20.9
2.5	5.36	4.80	5.13	4.5	11.4	6.8	20.0	32.8	38.1	3.7	90	3.8	7.3	6.6	5.6	9.9	9.5	6.8	0.61	0.84	0.30	5.8	6.0	5.5	25.0	21.9	21.0
3.5	5.27	5.22	5.08	3.5	8.9	6.3	38.6	28.3	42.5	20.6	61	5.3	6.0	6.5	5.6	10.1	9.2	7.0	0.63	0.76	0.32	5.9	6.0	5.5	22.9	21.8	20.7
4.5	5.50	5.13	5.08	3.7	9.5	5.9	43.2	35.2	48.5	18.6	79	7.3	5.7	6.5	5.8	10.0	9.4	7.9	0.59	0.79	0.40	5.9	6.0	5.5	22.4	21.9	21.2
5.5	4.80	5.19	5.08	2.9	7.4	5.3	54.1	29.7	64.9	19.4	58	15.2	6.4	5.9	6.6	10.5	8.8	10.2	0.63	0.71	0.60	5.9	6.0	5.4	24.9	19.9	23.4
6.5	4.80	4.80	5.30	4.0	8.7	5.7	51.8	40.8	87.9	16.1	69	31.0	6.0	7.3	6.5	10.3	10.5	14.3	0.61	0.82	0.93	5.9	6.0	5.4	23.1	24.5	23.8
7.5	5.25	5.08	4.80	1.9	8.2	5.7	63.0	43.6	117	16.6	62	50.8	6.1	7.1	6.9	10.9	10.5	18.8	0.64	0.82	1.30	5.8	6.0	5.2	23.6	24.5	24.6
8.5	5.92	5.08	5.42	1.3	7.3	5.9	66.2	45.1	145	11.1	50	68.2	6.4	7.1	7.6	10.9	10.6	23.0	0.63	0.79	1.68	5.8	6.0	5.2	24.4	24.2	26.8
9.5	5.64	5.11	5.16	1.6	6.8	6.2	68.4	41.9	168	17.0	45	79.7	6.5	6.9	7.7	11.2	10.0	26.1	0.67	0.72	1.97	5.8	6.0	5.1	24.8	23.6	27.1

Lac Tantaré Bassin A - Eaux interstitielles - juillet 2012 (suite)

Profondeur cm	SO ₄ ²⁻ µM			ΣS(-II) µM			ΣS(0) µM			COD mg C•L ⁻¹			CID mM			CH ₄ µM			NO ₃ ⁻ µM			Total N mg N•L ⁻¹		
	dialyseur	522	523	524	522	523	524	522	523	524	522	523	524	522	523	524	522	523	524	522	523	524	522	523
-4.5	21.9	20.8	20.8	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.40	2.40	2.30	0.21	0.10	0.09	2	2	2	4.8	3.9	3.8	0.35	0.26	0.27
-3.5	21.9	21.9	21.9	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.30	2.50	2.40	0.16	0.11	0.09	1	2	3	4.0	3.8	4.2	0.32	0.27	0.27
-2.5	22.9	21.9	21.9	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.40	2.40	2.30	0.14	0.16	0.08	2	3	1	4.3	4.1	4.4	0.36	0.26	0.26
-1.5	25.0	21.9	21.9	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.10	2.50	1.92	0.20	0.13	0.06	2	2	2	4.5	4.0	4.4	0.33	0.31	0.27
-0.5	25.0	23.9	28.1	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.40	1.92	2.00	0.23	0.22	0.14	7	1	2	1.7	4.5	5.4	0.28	0.26	0.25
0.5	20.1	16.3	32.3	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.30	2.40	2.80	0.24	0.25	0.17	15	16	7	1.3	1.7	13.4	0.33	0.18	0.26
1.5	17.5	15.9	30.2	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.30	2.40	2.60	0.25	0.30	0.20	31	30	18	1.4	1.5	2.8	0.41	0.22	0.27
2.5	15.4	12.8	34.4	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.30	2.20	2.30	0.34	0.36	0.24	101	66	35	1.2	1.9	3.3	0.42	0.25	0.41
3.5	14.2	9.0	37.5	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.30	2.30	2.20	0.37	0.32	0.24	111	54	47	1.3	2.5	10.8	0.41	0.29	0.58
4.5	13.5	5.9	38.5	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.20	2.40	1.93	0.68	0.31	0.29	383	52	108	2.1	2.4	39.1	0.43	0.34	1.29
5.5	13.1	5.1	36.4	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.40	2.60	1.96	0.38	0.36	0.24	183	90	80	1.3	2.1	89.0	0.52	0.38	2.90
6.5	13.2	4.8	30.2	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.40	2.50	2.30	0.39	<LD	0.36	207	128	177	1.1	1.6	141	0.50	0.40	5.33
7.5	13.5	5.3	29.1	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.10	2.00	2.20	0.63	0.33	0.27	482	107	119	1.7	2.2	184	0.46	0.36	7.31
8.5	13.3	5.8	22.9	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.60	2.30	1.84	0.40	0.38	0.41	240	172	200	1.5	1.3	213	0.50	0.47	7.73
9.5	12.6	6.8	20.8	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1.94	2.10	1.82	0.32	0.37	0.26	119	162	115	1.7	1.5	238	0.50	0.44	8.29

