



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du
DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Université Toulouse III Paul Sabatier (UT3 Paul Sabatier)

Discipline ou spécialité :

Ecologie fonctionnelle

Présentée par :

Caroline BERNADET

Le :

19 novembre 2013

Titre :

Biodiversité des communautés de macroinvertébrés benthiques de la Martinique : conception d'un indice de qualité biologique des rivières et écologie fonctionnelle des bioindicateurs

Ecole doctorale :

Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace (SDU2E)

Unité de recherche :

Ecolab - Laboratoire d'Ecologie fonctionnelle et Environnement (UMR5245)

Directeur(s) de Thèse :

Régis CEREGHINO, Professeur, Université Paul Sabatier, Toulouse III

Rapporteurs :

Jean-François Carrias et Beat Oertli

Membre(s) du jury :

Pr. Michèle Tackx, Université Paul Sabatier, Toulouse (Présidente du jury)

Pr. Jean-François Carrias, Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand (Rapporteur)

Pr. Beat Oertli, Université des Sciences Appliquées de Suisse Occidentale, Genève (Rapporteur)

Dr. Frank D'Amico, Université de Pau et des Pays de l'Adour (Examinateur)

Pr. Régis Cereghino, Université Paul Sabatier, Toulouse (Directeur de Thèse)

Nicolas Bargier, Chef de Projet Asconit Consultants (Invité)

REMERCIEMENTS

Même si cela laisse beaucoup de liberté, il peut sembler compliqué de faire une thèse à 7000 km de ses encadrants. C'est sans compter sur la bienveillance et la réactivité de ceux-ci.

En tout premier lieu, je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à Régis Cereghino, directeur de cette thèse, pour m'avoir guidée et conseillée tout au long de cette thèse. Il n'a jamais laissé mes emails en suspens et s'est tenu particulièrement disponible lors de mes séjours au laboratoire à Toulouse. Je l'en remercie vivement. Je le remercie aussi d'avoir relu et apporté des corrections à ce manuscrit.

Je remercie Nicolas Bargier, mon encadrant au sein de l'entreprise Asconit Consultants, pour avoir fait en sorte que les moyens humains et matériels nécessaires au bon déroulement de cette thèse soient mis en place.

Je remercie Arthur Compin, ingénieur d'étude au laboratoire Ecolab, pour son aide et ses conseils lors du terrain en Guadeloupe. Il a aussi effectué tout ce qui relève du SIG dans cette thèse. Je le remercie vivement.

Je tiens à remercier Charlotte Verges, directrice de l'agence Asconit Consultants en Martinique, pour n'avoir pas oublié sa propre expérience de thésarde au sein de cette entreprise et m'avoir donc laissé du répit en ce qui concerne mon travail pour l'entreprise durant les derniers mois de cette thèse.

Je remercie Serge Rochepeau, Directeur d'Asconit Consultants, Philippe Blancher et Florence Peres du comité Recherche et Développement de l'entreprise pour leurs encouragements lors de nos rencontres.

Merci à mes collègues de bureaux en Martinique pour leur bonne humeur. Bien évidemment, je remercie en premier mon « binôme » Heliott avec qui j'ai passé de « belles journées » sur le terrain en Martinique et en Guadeloupe, au laboratoire et à la rédaction de publications. Je remercie Catherine pour m'avoir accompagnée lors de mes premiers pas dans les rivières de Martinique. Je remercie Anne pour nos échanges sur nos travaux respectifs, et les prélèvements d'eau qu'elle a réalisés. Je remercie les derniers arrivés, Fanny, Julien et Marta, pour les pauses café que l'on a partagées.

Je remercie aussi mes collègues de métropole qui ont participé à ce travail de thèse : Amandine qui a manié le courantmètre à la perfection, et l'équipe des « trieurs » de Toulouse (Christelle, Jean-Philippe, Marion, ...) pour le coup de main au tri et à la détermination des échantillons. Je remercie aussi Simon Clavier, du bureau d'étude Hydreco en Guyane, pour avoir lui aussi contribué à absorber le retard de tri.

Je remercie Virigine Archaimbault pour ses conseils sur le terrain et dans l'analyse des données. Un grand merci aussi à Antony Maire pour son coup de main à l'écriture des scripts sous R.

Je n'oublie pas de remercier mes amis de Martinique pour les moments de détente passés ensemble et leurs encouragements, en particulier ma meilleure amie Emily, Sabrina et Jimmy.

Merci aussi aux amis de « là-bas » et « du bout du monde » qui ne m'ont pas oubliée et qui prennent de mes nouvelles. Un merci particulier à Julie et Mathieu qui ont fait le déplacement.

Pour finir, je remercie toute ma famille, papa, maman, mes sœurs Stéphanie, Emilie et Sophie, Vincent et Damien, et les petits « boulmouss » Emmy et Alicia, pour le skype quotidien et/ou les vacances passées en Martinique qui leur font du bien à eux mais à moi aussi. Je remercie plus particulièrement Emilie pour avoir relu ce manuscrit.

Ces dernières lignes pour remercier chaleureusement Marc et la famille Bourbon (Gisèle, Emma, Paulette et Frantz) pour m'avoir accueillie dans leur famille et fait apprécier leur île à mon arrivée.

RESUME

Suite à l'adoption de la Directive Cadre Européenne (DCE) par le Parlement et le Conseil européen en 2000, de nombreux états membres de l'Union Européenne ont dû modifier ou créer des méthodes de biosurveillance permettant d'atteindre un objectif de « bon état écologique », mais aussi de préservation et de restauration des eaux superficielles. Les directives européennes s'appliquent aux départements d'Outre-Mer des Antilles avec les mêmes objectifs et échéances que la France métropolitaine, même si ceux-ci ont connu quarante ans de retard dans la mise en œuvre de politiques de l'eau, et ont reçu peu d'attention scientifique. En particulier, il n'existait pas d'outil de bioévaluation de la qualité écologique des cours d'eau adapté aux milieux insulaires tropicaux des Antilles, tandis que la faune aquatique régionale a été largement sous-étudiée aux plans de l'écologie, de la biologie et de la systématique.

Dans ce contexte, l'objectif principal de ce travail de thèse était la création d'un indice de bioévaluation de la qualité écologique des cours d'eau adapté à la Martinique et répondant aux critères de la DCE. En parallèle, la biodiversité et l'écologie des macroinvertébrés benthiques des Antilles françaises ont été étudiées. Nous avons en premier lieu dressé un inventaire actualisé de la faune des macroinvertébrés benthiques des Antilles françaises et quantifié les préférences écologiques des macroinvertébrés benthiques dominants à l'échelle du microhabitat (substrats et vitesse de courant préférentiels) et à l'échelle régionale le long du gradient altitudinal. Une biotypologie des communautés nous a permis de dégager des patrons d'organisation des communautés en relation avec les conditions environnementales. Enfin, l'étude des réseaux trophiques benthiques par l'analyse des isotopes stables apporte des informations nouvelles sur l'écologie trophique des communautés de macroinvertébrés.

Malgré un pool d'espèces pauvre comparé à ce qui est observé sur les continents, la faune macroinvertébrée des Antilles françaises est l'une des plus diversifiée des îles des Petites Antilles, et compte un nombre important d'espèces endémiques. Peu d'espèces ont une distribution altitudinale étroite et des préférences de microhabitats strictes. Malgré cela, la distribution de cette faune largement ubiquiste s'explique par des gradients environnementaux, les facteurs géomorphologiques étant des plus déterminants. A partir des patrons de distributions dégagés et de l'identification de stations de référence non impactées (ou subissant un impact négligeable), un indice multimétrique de qualité biologique des

rivières, mesurant l'écart à la référence, a pu être créé. Cet indice prend en compte la diversité et l'abondance des taxons, ainsi que certains traits biologiques. Il répond ainsi autant que possible aux exigences de la DCE compte tenu de l'état actuel des connaissances de la faune régionale. Les réseaux trophiques montrent une omnivorie généralisée, si bien qu'il est difficile de catégoriser les taxons en groupes fonctionnels ou en guildes trophiques, utiles à la compréhension du fonctionnement écologique des communautés en milieux naturels et perturbés. Il est donc important de poursuivre l'effort d'acquisition de connaissances fondamentales sur la faune régionale, et plus largement sur la faune des Petites Antilles.

Table des matières

INTRODUCTION	16
I. MATERIEL ET METHODES	27
I.1. MICROHABITATS, TYPOLOGIE ET INDICE BIOTIQUE	28
I.1.1. LA ZONE D'ETUDE - PRESENTATION GENERALE DE LA MARTINIQUE	28
I.1.2. LES SITES D'ETUDE	32
I.1.3. FREQUENCE DES PRELEVEMENTS	37
I.1.4. COMMUNAUTES DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES	39
I.1.4.1. TECHNIQUES DE PRELEVEMENT DES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES	39
I.1.4.2. TECHNIQUES DE TRI ET DETERMINATION.....	43
I.1.5. CARACTERISATION DE LA QUALITE DE L'EAU	45
I.1.6. DONNEES TOPOGRAPHIQUES ET OCCUPATION DES SOLS	53
I.2. ETUDE DES RESEAUX TROPHIQUES	56
I.2.1. LA ZONE D'ETUDE - PRESENTATION GENERALE DE LA GUADELOUPE.....	56
I.2.2. PROPRIETES GENERALES DES ISOTOPES STABLES	59
I.2.3. MESURE DES RAPPORTS ISOTOPIQUES D'ECHANTILLONS BIOLOGIQUES.....	61
I.2.4. UTILISATION DES ISOTOPES STABLES POUR L'ETUDE DES RESEAUX TROPHIQUES	64
I.2.4.1. AVANTAGES DES ISOTOPES STABLES PAR RAPPORT AUX METHODES TRADITIONNELLES.....	64
I.2.4.2. RECONSTITUTION DES RESEAUX TROPHIQUES	65
I.2.4.3. INDICES DESCRIPTIFS DES RESEAUX TROPHIQUES	67
II. ETAT DE L'ART, DISTRIBUTION ET PREFERENCES DE MICROHABITATS DES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES DES ANTILLES FRANCAISES.....	72
II.1. INTRODUCTION.....	76
II.2. MATERIALS AND METHODS	78
II.3. RESULTS.....	81
II.3.1. SPECIES REVIEW	81
II.3.2. MICROHABITAT PREFERENCES	86
II.4. DISCUSSION	88
III. BIOTYPOLOGIE DES COURS D'EAU DE MARTINIQUE	107
III.1. INTRODUCTION.....	111

III.2.	MATERIAL AND METHODS.....	113
III.3.	RESULTS.....	117
III.3.1.	CLASSIFICATION OF SAMPLING STATIONS	117
III.3.2.	COMPOSITIONAL STRUCTURE OF INVERTEBRATE COMMUNITIES	119
III.3.3.	VARIATION PARTITIONING	120
III.3.4.	MACROINVERTEBRATE DIVERSITY	124
III.4.	DISCUSSION	125
IV.	CONSTRUCTION D'UN INDICE POUR L'EVALUATION DE LA QUALITE ECOLOGIQUE DES COURS D'EAU DE MARTINIQUE.....	130
IV.1.	CLASSIFICATION DES STATIONS EN LIRRS ET EN IRRS.....	133
IV.1.1.	CHOIX DES STATIONS LIRRS	133
IV.1.2.	QUALITE DE L'EAU ET QUALITE DE L'HABITAT DES STATIONS LIRRS VS. IRRS	135
IV.2.	PRESENTATION DES METRIQUES	142
IV.3.	NORMALISATION DES METRIQUES.....	144
IV.3.1.	DETERMINATION DES VALEURS DE REFERENCE	144
IV.3.2.	CALCUL DES ECARTS A LA REFERENCE (EQR : RATIO DE QUALITE ECOLOGIQUE).....	147
IV.4.	SELECTION DES METRIQUES PERTINENTES.....	148
IV.4.1.	QUATRE CRITERES DE SELECTION	149
IV.4.2.	RESULTATS DE LA SELECTION DES METRIQUES	152
IV.4.3.	METRIQUES FINALES ET VALEURS DE REFERENCES.....	154
IV.5.	CALCUL DE L'INDICE BIOLOGIQUE MACROINVERTEBRE DES ANTILLES POUR LA MARTINIQUE (IBMA-972).....	155
IV.6.	TEST DE L'INDICE.....	156
IV.6.1.	COMPARAISON AVEC L'INDICE DE SHANNON	156
IV.6.2.	APPLICATION AUX JEUX DE DONNEES TESTS	157
IV.6.3.	EFFET DE SAISONNALITE	158
IV.6.4.	DEFINITION DES CLASSES DE QUALITE	160
IV.7.	RESULTAT FINAL : CARTES D'ETAT DES SITES DE 2010 ET 2012 POUR L'EVALUATION .	161
IV.8.	DISCUSSION ET CONCLUSION	163
V.	ETUDE DES RESEAUX TROPHIQUES DE GUADELOUPE.....	169
V.1.	INTRODUCTION.....	170
V.2.	MATERIEL ET METHODE.....	172
V.3.	RESULTATS	178

V.4. DISCUSSION ET CONCLUSION	191
CONCLUSION GENERALE.....	196
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	202
ANNEXES	230

Liste des figures

FIGURE 1. L'INTEGRITE ECOLOGIQUE ET SES TROIS ELEMENTS CONSTITUTIFS – PHYSIQUE, CHIMIQUE ET BIOLOGIQUES. MODELE DE L'US-EPA (1990).....	17
FIGURE 2. MODELE ALTERNATIF DYNAMIQUE DE L'INTEGRITE BIOLOGIQUE, D'APRES BARBOUR ET AL. (2000), ADAPTE DE YODER (1995).....	17
FIGURE 3. REPRESENTATION SCHEMATIQUE DE LA STRUCTURATION DES COMMUNAUTES SOUS L'ACTION DE DIFFERENTS FILTRES. D'APRES KEDDY (1992) ET BELYEA ET LANCASTER (1999).....	19
FIGURE 4. LOCALISATION DE LA MARTINIQUE DANS LES ANTILLES.....	28
FIGURE 5. LE RELIEF ET LA PLUVIOMETRIE DE LA MARTINIQUE (CHANDESRIS ET AL., 2005).....	29
FIGURE 6. RESEAU HYDROGRAPHIQUE DE LA MARTINIQUE (SOURCE : MOBECHÉ ET SCHMITT, 1993).....	30
FIGURE 7. PHOTOGRAPHIES DE STATIONS SITUÉES DANS LES PARTIES NORD (EN HAUT) ET SUD DE L'ILE (DE HAUT EN BAS ET DE GAUCHE A DROITE : STATIONS SOURCE PIERROT, STADE DE GRAND'RIVIERE, BRASSERIE LORRAINE ET AVAL ÉLOIGNE GCS).....	31
FIGURE 8. CARTE DES ESTIMATIONS CARROYÉES DE LA POPULATION	32
FIGURE 9. CARTE DE LOCALISATION DES SITES ET APPARTENANCE AUX RESEAUX DE SUIVI. LES NOMS DES SITES (ACRONYMES) SONT LES MEMES QUE DANS LE TABLEAU 1.....	34
FIGURE 10. UTILISATION D'UN SURBER (SOURCE : AFNOR, 2009).....	41
FIGURE 11. EXEMPLES DE FACIES D'ÉCOULEMENT : CASCADE (A GAUCHE) ET MOUILLE (A DROITE).	43
FIGURE 12. EXEMPLES DE SUBSTRATS.....	43
FIGURE 13. DISTRIBUTIONS DES VALEURS MOYENNES DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES CALCULÉES SUR LES DONNÉES DE CAREME 2010, HIVERNAGE 2010 ET CAREME 2011 ET POUR CHAQUE CATEGORIE DE PRESSION. RSR : RESEAU DE SITES DE REFERENCE ; RCS : RESEAU DE CONTROLE DE SURVEILLANCE ; GEOCH : SITES A GEOCHIMIE PARTICULIERE ; PEST : RESEAU PESTICIDE ; DOM : POLLUTION DOMESTIQUE DIFFUSE ; STEP : STATION D'ÉPURATION ; INDUS : POLLUTION INDUSTRIELLE.	52
FIGURE 14. LOCALISATION DE LA GUADELOUPE DANS LES ANTILLES.....	56
FIGURE 15. CARTE DES ALTITUDES DE LA GUADELOUPE (SOURCE : WASSON ET AL., 2004).....	57
FIGURE 16. CARTE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE DE LA GUADELOUPE (SOURCE : HOSTACHE, 1992).	58
FIGURE 17. PRINCIPE DE MESURE DES ISOTOPES STABLES, RÉALISÉE PAR UN ANALYSEUR ÉLÉMENTAIRE COUPLE A UN SPECTROMÈTRE DE MASSE DE RATIOS ISOTOPIQUES (D'APRES DELEENS ET AL., 1997).	63
FIGURE 18. RECONSTITUTION D'UNE CHAÎNE TROPHIQUE SIMPLIFIÉE A PARTIR DES SIGNATURES ISOTOPIQUES ET GRACE AUX TAUX DE FRACTIONNEMENT DES ISOTOPES STABLES DU CARBONE ET DE L'AZOTE, A TRAVERS UN GRAPHE $\Delta^{15}\text{N}$ VERSUS $\Delta^{13}\text{C}$	66
FIGURE 19. REPRESENTATION GRAPHIQUE DE LA SIGNIFICATION DES METRIQUES DE LAYMAN (2007). TA : AIRE TOTALE, CR : GAMME DE $\Delta^{13}\text{C}$, NR : GAMME DE $\Delta^{15}\text{N}$, CD : DISTANCE MOYENNE AU CENTROÏDE, MNND : DISTANCE MOYENNE AU PLUS PROCHE VOISIN, SDNND : ECART-TYPE DE LA DISTANCE MOYENNE AU PLUS PROCHE VOISIN (FIGURE ADAPTÉE D'APRES BOULETREAU ET AL., 2012).	69
FIGURE 20. SAMPLING SITES-BASED RAREFACTION CURVES FOR TAXA FROM GUADELOUPE (DASHED LINE) AND MARTINIQUE (SOLID LINE) OBTAINED AFTER THE 2010 TO 2012 SAMPLING SESSIONS (SEE TEXT).....	81

FIGURE 21. SPECIES DISTRIBUTIONS ALONG THE GRADIENT OF ELEVATION (M A.S.L.). IN ORDER TO LIGHTEN THE FIGURE, TAXA WHICH ARE PRESENT ALONG THE WHOLE GRADIENT (FROM <10 M TO > 600 M A.S.L.) WERE NOT REPRESENTED.	83
FIGURE 22. MICROHABITAT PREFERENCE OF TAXA FOR VELOCITY CURRENTS AND SUBSTRATES USING A SHADING SCALE (DARK = HIGH P _i , LIGHT = LOW P _i).	87
FIGURE 23. DISTRIBUTION OF SAMPLING STATIONS IN THE MARTINIQUE RIVERS. DIFFERENT MARKERS ARE USED TO ASSIGN STATIONS TO CLUSTERS 1–3 DERIVED FROM THE CCA ANALYSIS AND WARD’S ALGORITHM (SEE ALSO FIGURE 22).	114
FIGURE 24. CANONICAL CORRESPONDENCE ANALYSIS (CCA) BILOTS. (A) SAMPLING STATIONS AND ENVIRONMENTAL VARIABLES. ENVIRONMENTAL VARIABLES ARE REPRESENTED AS VECTORS; DIRECTIONS SHOW THE GRADIENTS, ARROW LENGTH REPRESENTS THE STRENGTHS OF THE VARIABLES ON THE ORDINATION SPACE. IN ORDER TO LIGHTEN THE FIGURE, ONLY VARIABLES EXPLAINING A SIGNIFICANT (P<0.05) PROPORTION OF THE SPECIES VARIANCE ARE REPRESENTED. DIFFERENT MARKERS ARE USED TO ASSIGN STATIONS TO CLUSTERS 1-3 (SEE TEXT FOR A DESCRIPTION). (B) DISTRIBUTION OF INVERTEBRATE TAXA IN ORDINATION SPACE. INVERTEBRATES ARE IDENTIFIED BY NUMBERS AS IN TABLE I.....	118
FIGURE 25. RELATIVE DENSITY (% COMPOSITION) OF HIGHER INVERTEBRATE TAXA AMONG CLUSTERS.	119
FIGURE 26. BOXPLOTS OF DIVERSITY METRICS DISTRIBUTIONS (TAXONOMIC RICHNESS, SIMPSON’S EVENNESS, SHANNON’S ENTROPY) FOR THE THREE CLUSTERS DERIVED FROM THE CCA AND WARD’S ALGORITHM, WITH COMPARISON OF PAIRS OF CLUSTERS. SIGNIFICANT DIFFERENCES BETWEEN CLUSTERS WERE TESTED WITH KRUSKAL-WALLIS TESTS; LOWERCASE LETTERS ABOVE BOXES INDICATE SIGNIFICANT DIFFERENCES AT P<0.05.....	124
FIGURE 27. PRINCIPALES ETAPES DE LA DEMARCHE DE DEVELOPPEMENT D’UN INDICE BIOTIQUE POUR LA MARTINIQUE (MODIFIE DE MONDY, 2012). LIRRS : LEAST IMPAIRED RIVER REACHES (SITES DE REFERENCES), IRRS : IMPAIRED RIVER REACHES (SITES IMPACTES), EQR : RATIO DE QUALITE ECOLOGIQUE, DE : EFFICACITE DE DISCRIMINATION MOYENNE DES METRIQUES, CV : COEFFICIENT DE VARIATION MOYEN DES METRIQUES EN CONDITIONS DE REFERENCE.	132
FIGURE 28. CARTE DE LOCALISATION DES SITES LIRRS (LEAST IMPAIRED RIVER REACHES) ET IRRS (IMPAIRED RIVER REACHES).	134
FIGURE 29. DISTRIBUTION DES VALEURS DE CHACUNE DES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES DE L’EAU POUR LES STATIONS LIRRS (LEAST IMPAIRED RIVER REACHES, N=14) ET LES STATIONS IRRS (IMPAIRED RIVER REACHES, N=47) ET POUR LES DONNEES DE CAREME 2011 (TESTS DE KOLMOGOROV-SMIRNOV, L’ETOILE INDIQUE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE, A=0.05, NS=NON SIGNIFICATIF).	136
FIGURE 30. DISTRIBUTION DES VALEURS DE CHACUNE DES VARIABLES D’OCCUPATION DU SOL POUR LES STATIONS LIRRS (LEAST IMPAIRED RIVER REACHES, N=14) ET LES STATIONS IRRS (IMPAIRED RIVER REACHES, N=47), ET POUR LES DONNEES DE CAREME 2011 (TESTS DE KOLMOGOROV-SMIRNOV : L’ETOILE INDIQUE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE, A=0.05, NS : NON SIGNIFICATIF).	138
FIGURE 31. DISTRIBUTION DES VALEURS DE CHACUNE DES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES DE L’EAU POUR LES STATIONS LIRRS (LEAST IMPAIRED RIVER REACHES) ET LES STATIONS IRRS (IMPAIRED RIVER REACHES) POUR CHACUN DES CLUSTERS, ET POUR LES DONNEES DE CAREME 2011. LIRRS CLUSTER 1 : N=8 ; IRRS CLUSTER 1 : N=2 ; LIRRS CLUSTER 2 : N=6 ; IRRS CLUSTER 2 : N=23 ; LIRRS CLUSTER 3 : N=4 ; IRRS CLUSTER 3 : N=22.	139
FIGURE 32. DISTRIBUTION DES VALEURS DES TROIS VARIABLES D’OCCUPATION DU SOL POUR LES STATIONS LIRRS ET LES STATIONS IRRS POUR CHACUN DES CLUSTERS, ET POUR LES DONNEES DE CAREME 2011.	142
FIGURE 33. ILLUSTRATION DES TYPES DE REponses DES METRIQUES AUX PRESSIONS ANTHROPIQUES : (A) METRIQUES DECROISSANTES (TYPE II) ET (B) METRIQUES CROISSANTES (TYPE III). LES BOITES A MOUSTACHE REPRESENTENT LA DISTRIBUTION DES VALEURS DES METRIQUES EXPRIMEES EN SES POUR LES STATIONS	

LIRRS ET IRRS. LES BOITES S'ETENDENT DU 25 ^{EME} CENTILE AU 75 ^{EME} CENTILE. LA LIGNE EPAISSE REPRESENTE LA VALEUR MEDIANE DE LA DISTRIBUTION. LES POINTS REPRESENTENT LES VALEURS EXTREMES. LES LIGNES EN POINTILLEES SOULIGNENT LE PREMIER ET LE 3 ^{EME} QUARTILE DE LA DISTRIBUTION DES VALEURS POUR LES STATIONS LIRRS.	146
FIGURE 34. HISTOGRAMME DES FREQUENCES DES VALEURS DE DE (A) ET CV (B) DES METRIQUES.....	152
FIGURE 35. DISTRIBUTION DES RESULTATS ET EFFICACITE DE DISCRIMINATION DE L'INDICE DE SHANNON ET DE L'IBMA-972 POUR UN MEME JEU DE DONNEES. LES VALEURS D'INDICE DE SHANNON ONT ETE RAMENEES ENTRE 0 ET 1 EN LES DIVISANT PAR LA VALEUR MAXIMALE DE LA DISTRIBUTION.....	156
FIGURE 36. DISTRIBUTION DES SCORES DE L'IBMA-972 : COMPARAISON ENTRE LE JEU DE CONSTRUCTION (BOITES A MOUSTACHES BLANCHES) ET LES JEUX DE DONNEES TESTS (BOITES A MOUSTACHES GRISES). C : CAREME ; H : HIVERNAGE. LES BOITES S'ETENDENT DU 1 ^{ER} AU 3 ^{EME} QUARTILE. LES CERCLES BLANCS REPRESENTENT LES VALEURS EXTREMES.....	157
FIGURE 37. RESULTATS DE L'ANALYSE EN COMPOSANTE PRINCIPALE DES DONNEES PHYSICO-CHIMIQUES. EN BLEU : CAREME 2010 ; EN ROUGE : HIVERNAGE 2010.	159
FIGURE 38. DECOUPAGE DES CLASSES D'ETATS SUIVANT LA DISTRIBUTION DES SCORES DE L'IBMA-972.	161
FIGURE 39. CARTES D'ETAT DES SITES POUR CHAQUE CAMPAGNE. A : CAREME 2010 ; B : HIVERNAGE 2010 ; C : CAREME 2011 ; D : CAREME 2012. TBE = TRES BON ETAT ; BE = BON ETAT ; EM = ETAT MEDIOCRE ; ME = MOYEN ETAT ; TME = TRES MAUVAIS ETAT.	162
FIGURE 40. CARTE DE LOCALISATION DES SITES DE L'ETUDE.	173
FIGURE 41. RICHESSE TAXONOMIQUE (A), ABONDANCE DES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES (B) ET RESULTAT DE L'EVALUATION ECOLOGIQUE PAR L'IBMA POUR LES SITES DE L'ETUDE SITUES EN AMONT ET AVAL DES PERTURBATIONS. MO : RIVIERE MOUSTIQUE ; HB : RIVIERE AUX HERBES ; PG : PETITE RIVIERE A GOYAVE ; PL : RIVIERE DU PLESSIS ; GA : RIVIERE GRANDE ANSE. CLASSE ECOLOGIQUE POUR L'IBMA : BLEU : TRES BON ETAT ; VERT : BON ETAT ; JAUNE : ETAT MOYEN ; ORANGE : MAUVAIS ETAT ; ROUGE : TRES MAUVAIS ETAT.....	181
FIGURE 42. RELATION (REGRESSION LINEAIRE) ENTRE LES NOTES IBMA ET LES SIGNATURES ISOTOPIQUES $\Delta^{13}C$ RELATIVES DES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES ($P < 0.01$; $R^2 = 0.20$).....	185
FIGURE 43. RESULTATS DES REGRESSIONS LINEAIRES ENTRE LES SIGNATURES ISOTOPIQUES $\Delta^{13}C$ RELATIVES ET LES POURCENTAGES (TRANSFORMATION ARC SINUS DE A RACINE DU POURCENTAGE) DE RECouvreMENT DES SOLS EN FORETS (A ; $P < 0.001$ ET $R^2 = 0.18$), TERRES AGRICOLES (B ; MODELE NON SIGNIFICATIF) ET TERRES URBANISEES (C ; $P < 0.001$ ET $R^2 = 0.30$).	186
FIGURE 44. $rd^{13}C$ (A) ET $rd^{15}N$ (B) MOYENS DES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES HERBIVORES, DETRITIVORES, OMNIVORES ET PREDATEURS POUR LES STATIONS AMONT ET AVAL.	187
FIGURE 45. $rd^{13}C$ MOYEN DES TROIS TAXONS DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES LES PLUS LARGEMENT REPANDUS SUR NOS SITES D'ETUDE, POUR LES STATIONS AMONT ET AVAL.	188
FIGURE 46. POSITION MOYENNE DE CHAQUE TAXON DANS L'ESPACE ISOTOPIQUE RELATIF $rd^{15}N$ VERSUS $rd^{13}C$ POUR LES STATIONS AMONT (CARRS NOIRS) ET AVAL (RONS NOIRS) DE CHAQUE RIVIERE.	189
FIGURE 47. METRIQUES CR, NR ET TA POUR LES STATIONS AMONT ET AVAL DE CHAQUE RIVIERE. MO : RIVIERE MOUSTIQUE ; HB : RIVIERE AUX HERBES ; PG : PETITE RIVIERE A GOYAVE ; PL : RIVIERE DU PLESSIS ; GA : RIVIERE GRANDE ANSE.	190

Liste des tableaux

TABLEAU 1. DESCRIPTION GENERALE DE L'ENSEMBLE DES STATIONS DE L'ETUDE.	35
TABLEAU 2. SUIVI DES STATIONS SUR LA DUREE DE L'ETUDE	38
TABLEAU 3. SUBSTRATS ECHANTILLONNES, ORDRE DE PRIORITE DE PRELEVEMENT DES SUBSTRATS (DU PLUS HABITABLE AU MOINS HABITABLE) ET MODE DE PRELEVEMENT SELON LE PROTOCOLE MULTIHABITATS NORMALISE (AFNOR, 2009).	41
TABLEAU 4. CLASSES DE VITESSE PRISES CONSIDEREES DANS LE PROTOCOLE DE PRELEVEMENT MULTIHABITATS NORMALISE (AFNOR, 2009).	42
TABLEAU 5. NIVEAUX DE DETERMINATION POUR LES DIFFERENTS.	44
TABLEAU 6. METHODE D'ANALYSE, NORME ET LIMITE DE QUANTIFICATION	51
TABLEAU 7. DONNEES TOPOGRAPHIQUES ET OCCUPATION DES SOLS SUR LES BASSINS VERSANTS DES SITES D'ETUDES (DONNEES CORINE LAND COVER 2012)	54
TABLEAU 8. CHECKLIST OF THE MACROINVERTEBRATE TAXA PRESENT IN MARTINIQUE AND GUADELOUPE, WITH ADDITIONAL INFORMATION ON THEIR OCCURRENCE IN THE LESSER ANTILLES, THE GREATER ANTILLES AND IN OTHERS COUNTRIES.	93
TABLEAU 9. VARIATION PARTITIONING ANALYSES FOR THE ENTIRE DATASET (ALL STATIONS) AND FOR EACH CLUSTER CONSIDERED SEPARATELY.	120
TABLEAU 10. DISTRIBUTION OF THE VARIOUS INVERTEBRATE TAXA AMONG CLUSTERS 1-3. NUMBERS INDICATE DENSITY (INDIVIDUALS PER M2) \pm SE. TAXA ID AS IN FIGURE 22.	121
TABLEAU 11. STATIONS LIRRS (LEAST IMPAIRED RIVER REACHES) POUR CHACUN DES TROIS CLUSTERS DE MARTINIQUE.	134
TABLEAU 12. EFFICACITE DE DISCRIMINATION (DE) MOYENNE ET COEFFICIENT DE VARIATION (CV) DANS LES LIRRS MOYEN POUR CHACUNE DES 22 METRIQUES CANDIDATES, ET RESULTATS DES REGRESSIONS LINEAIRES (CRITERE DE FAIBLE SELECTIVITE DES VARIABLES) POUR LA SELECTION DES METRIQUES.	153
TABLEAU 13. RESULTATS DE DE, CV, ET SPECIFICITE DES METRIQUES FINALES.	154
TABLEAU 14. EFFICACITE DE DISCRIMINATION ET COEFFICIENT DE VARIATION DE L'IBMA-972 DE 2010 A 2012.	158
TABLEAU 15. LIMITES DES CLASSES D'ETAT. TBE : TRES BON ETAT ; BE : BON ETAT ; EM : ETAT MEDIOCRE ; ME : MAUVAIS ETAT ; TME : TRES MAUVAIS ETAT.	160
TABLEAU 16. PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU ET COUVERTURE DES SOLS POUR LES STATIONS DE L'ETUDE. MO : RIVIERE MOUSTIQUE ; HB : RIVIERE AUX HERBES ; PG : PETITE RIVIERE A GOYAVE ; PL : RIVIERE DU PLESSIS ; GA : RIVIERE GRANDE ANSE. LQ : LIMITE DE QUANTIFICATION.	179
TABLEAU 17. GUILDES TROPHIQUES DES MACROINVERTEBRES SELON LA BIBLIOGRAPHIE ET SIGNATURES ISOTOPIQUES (MOYENNES, MINIMA ET MAXIMA) DES MACROINVERTEBRES ET DES SOURCES OBTENUES DANS NOTRE ETUDE.	183

Liste des figures et tableaux annexes

FIGURES

ANNEXE 6.

FIGURE 48. DISTRIBUTION DES VALEURS DE L'INDICE CREE SUIVANT LA METHODE DE BARBOUR EN CONDITIONS DE REFERENCES (IRRS) ET IMPACTEES (IRRS) ET LIMITES DES CLASSES DE QUALITE. BOITES A MOUSTACHES BLANCHES : JEU DE DONNEES DE CAREME 2011 QUI A SERVI A LA CONSTRUCTION DE L'INDICE ; BOITES A MOUSTACHES GRISES : JEUX DE DONNEES TESTS (CAREME 2010 ET 2012).....247

TABLEAUX

ANNEXE 1.

TABLEAU 18. RESULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DE CHACUNE DES STATIONS ET POUR CHACUNE DES TROIS CAMPAGNES DE PRELEVEMENTS (CAREME 2010, HIVERNAGE 2010, CAREME 2011). 231

ANNEXE 2.

TABLEAU 20. RESULTATS DES TESTS DE COMPARAISON DES DISTRIBUTIONS DES VALEURS DES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES ET DES VARIABLES D'OCCUPATION DES SOLS ENTRE LES STATIONS LIRRS (IMPAIRED RIVER REACHES, N=14) ET IRRS (IMPAIRED RIVER REACHES, N=47) (TESTS DE KOLMOGOROV-SMIRNOV, A=0.05)..... 238

ANNEXE 3.

TABLEAU 19. VALEURS MOYENNES (MOY.), MINIMALES (MIN.) ET MAXIMALES (MAX.) DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET DES VARIABLES D'OCCUPATION DU SOL POUR LE GROUPE DE STATION DE REFERENCES (LIRRS, 'LEAST IMPAIRED RIVER REACHES') ET LE GROUPE DE STATION IMPACTEES (IRRS, 'IMPAIRED RIVER REACHES') POUR LA CHAMPAGNE DE CAREME 2011, TOUTES ECO-REGIONS CONFONDUES. 239

ANNEXE 4.

TABLEAU 21. VALEURS MOYENNES (MOY.), MINIMALES (MIN.) ET MAXIMALES (MAX.) POUR CHACUNE DES SOUS-ECOREGIONS (CLUSTERS 1 A 3) DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET DES VARIABLES D'OCCUPATION DU SOL POUR LE GROUPE DE STATION DE REFERENCES (LIRRS, 'LEAST IMPAIRED RIVER REACHES') ET LE GROUPE DE STATION IMPACTEES (IRRS, 'IMPAIRED RIVER REACHES')(DONNEES DE CAREME 2011). 240

ANNEXE 5.

TABLEAU 22. LISTE DES METRIQUES POTENTIELLES AVEC INDICATION DES PHASES DE PRELEVEMENT PRISES EN COMPTE..... 242

ANNEXE 6.

TABLEAU 23. SELECTION DES METRIQUES SELON BARBOUR ET AL., 1999 : EXEMPLES DE METRIQUES POTENTIELLES POUR CHACUNE DES 4 CATEGORIES DE METRIQUES (EXTRAIT DU TABLEAU ORIGINAL). 245

TABLEAU 24. LES 69 METRIQUES CANDIDATES DONT LES 4 METRIQUES FINALES (EN GRAS) POUR CHACUNE DES QUATRE CATEGORIES DE METRIQUES. 246

TABLEAU 25. LIMITES DES CLASSES DE QUALITE POUR L'INDICE CREE SUIVANT LA METHODE DE BARBOUR. 247

ANNEXE 7.

TABLEAU 26. EFFICACITE DE DISCRIMINATION (DE) MOYENNE ET COEFFICIENT DE VARIATION (CV) DANS LES LIRRS MOYEN POUR CHACUNE DES 69 METRIQUES CANDIDATES, ET RESULTATS DES REGRESSIONS LINEAIRES (CRITERE DE FAIBLE SELECTIVITE DES VARIABLES) POUR LA SELECTION DES METRIQUES. 248

TABLEAU 27. VALEURS DE REFERENCES ET PIRES VALEUR POUR CHACUNE DES METRIQUES COMPOSITES DE L'IBMA-972 ET POUR CHACUNE DES SOUS-REGIONS (CLUSTERS). 252

INTRODUCTION

Depuis 1971, date de l'Inventaire National du degré de Pollutions (INP) des eaux superficielles (Loi sur l'Eau n° 64-1245 du 16 décembre 1964), la notion de qualité des rivières a significativement évolué. D'abord considérée sous l'angle de la pollution des cours d'eau (mesure de concentrations des polluants), la qualité des rivières a été abordée de façon plus intégrée à partir de la loi sur l'eau de 1992. C'est à partir de cette loi que sera considérée la qualité des milieux aquatiques dans leur ensemble, et non plus seulement celle de l'eau : désormais, les aspects biologiques et écologiques sont eux aussi pris en compte dans les politiques publiques. En 2000, la Directive Cadre Européenne (DCE) (European Council, 2000) inverse l'ordre de priorité en plaçant pour la première fois la **qualité écologique** au cœur des politiques environnementales des états membres de l'Union Européenne. « L'état écologique » est désormais au centre de l'évaluation et l'état chimique relégué au second plan, les paramètres physico-chimiques étant des éléments qui soutiennent la biologie. Selon le modèle d'intégrité écologique de l'U.S. Environmental Protection Agency (1990), le maintien de l'intégrité écologique passerait par le maintien des intégrités chimique, physique et biologique des écosystèmes (*Figure 1*). Karr et Dudley (1981) décrivent l'intégrité biologique comme étant la capacité de soutenir et de maintenir une communauté d'organismes équilibrée, intégrée et adaptative, dont la composition des espèces et l'organisation fonctionnelle sont comparables à celles de l'habitat naturel d'une région donnée. Selon Karr (1991) et Yoder (1995), l'interaction des trois composantes de l'intégrité écologique est disproportionnée dans ce modèle. L'intégrité biologique engloberait les composantes chimiques et physiques et serait le fondement même de l'intégrité écologique dans un modèle dynamique (*Figure 2*). Quel que soit le modèle privilégié, l'état biologique intégrerait en partie l'état chimique et l'état physique de l'habitat. Une détérioration de la qualité de l'eau et de la qualité de l'habitat menacerait alors le maintien de l'intégrité biologique et écologique d'un écosystème. Un contrôle biologique de la qualité pourrait donc être effectué.

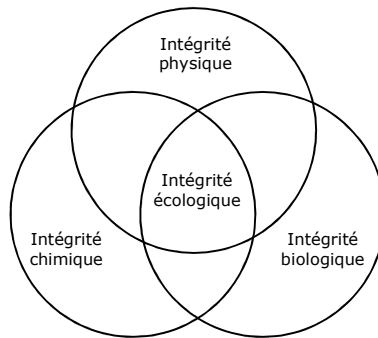


Figure 1. L'intégrité écologique et ses trois éléments constitutifs – physique, chimique et biologiques. Modèle de l'US-EPA (1990).

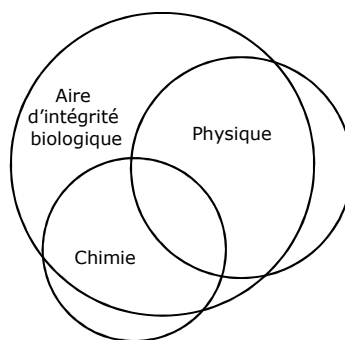


Figure 2. Modèle alternatif dynamique de l'intégrité biologique, d'après Barbour et al. (2000), adapté de Yoder (1995).

Le contrôle biologique de la qualité de l'eau peut s'effectuer à différents niveaux d'organisation : cellule, organisme, population, communauté, écosystème (Niemi et McDonald, 2004). Cependant, le niveau « **communauté** » est le niveau d'étude le plus répandu dans l'évaluation de la qualité environnementale (Warwick, 1993), car le plus pertinent pour mettre en évidence l'impact d'activités humaines sur les écosystèmes (Clements et Kiffney, 1994 ; Attrill et Depledge, 1997). C'est le niveau biologique retenu par la DCE pour le contrôle biologique de l'état des masses d'eaux. La communauté peut être définie comme un groupe de populations qui coexistent dans l'espace et dans le temps. En pratique, il est impossible de caractériser une communauté de façon exhaustive, c'est pourquoi l'étude des communautés est en réalité souvent limitée à un ensemble de phylums formant des assemblages (ensemble plurispécifique), choisis en fonction des problématiques. Par exemple, on distinguera les assemblages de poissons, de macroinvertébrés ou de

diatomées dans le biotope « rivière ». Le terme de « communautés » reste toutefois admis à ce niveau de résolution dans la littérature.

L'écologie des communautés est la discipline scientifique qui a pour objectifs d'appréhender les mécanismes gouvernant l'assemblage des populations. Les assemblages d'espèces dans les communautés seraient déterminés par un ensemble de règles écologiques appelées aussi **règles d'assemblages** (Keddy, 1992 ; Weiher et Keddy, 1995). Selon cette théorie, un habitat particulier serait régi par une série de filtres et seules les espèces possédant les traits permettant de s'adapter ou de survivre aux contraintes qui y sont présentes pourraient s'établir (Keddy 1992). La communauté serait composée d'espèces issues initialement d'un même pool régional, qui auraient pu passer au travers de plusieurs types de filtres (Poff, 1997). Selon les auteurs, les catégories de filtres distinguées varient (e.g. Poff, 1997 ; Belyea et Lancaster, 1999). Nous considérerons trois grandes catégories (*Figure 3*) : les filtres liés à la dispersion, les filtres liés aux conditions abiotiques du site et les filtres d'ordre biotique. Dans un premier temps, les espèces seraient sélectionnées par des contraintes de dispersion, c'est-à-dire selon leur capacité à atteindre un environnement donné (Belyea et Lancaster, 1999 ; Lortie *et al.*, 2004). Les espèces passées au travers de ce filtre sont ensuite sélectionnées suivant leur tolérance physiologique aux conditions environnementales locales par un filtre environnemental (ou filtre abiotique), qui rassemble l'ensemble des facteurs climatiques, édaphiques, topographiques, ou physico-chimiques. Seules les espèces capables de tolérer les conditions du milieu seraient alors sélectionnées. Finalement, les interactions biotiques (e.g. compétition, prédation, parasitisme) entre les espèces ayant passé les filtres de dispersion et environnementaux détermineraient la structure finale des communautés locales (Poff, 1997). Ce filtre biotique agirait par conséquent à une échelle très locale. Ce modèle conceptuel hiérarchise ces différents filtres pour une meilleure compréhension de leurs effets sur les probabilités de présence et de devenir des espèces. Néanmoins, ces filtres agiraient simultanément sur le pool régional d'espèces.

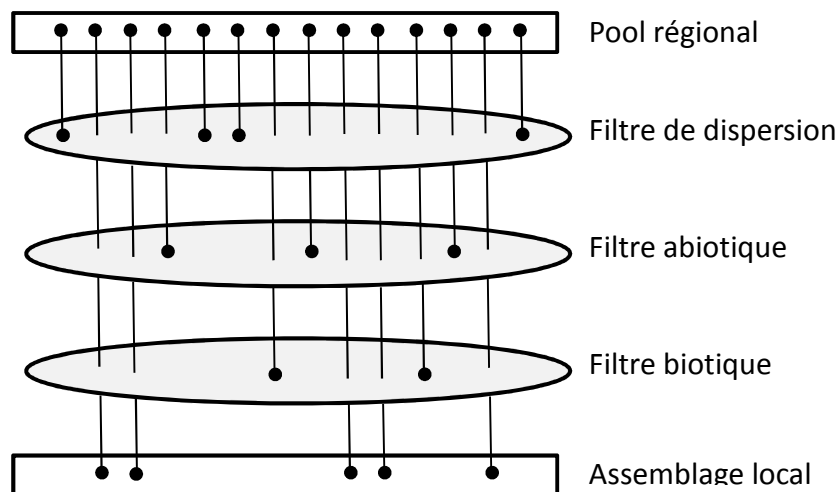


Figure 3. Représentation schématique de la structuration des communautés sous l'action de différents filtres. D'après Keddy (1992) et Belyea et Lancaster (1999).

Outre les contraintes d'ordre climatique, physique ou chimique, le filtre environnemental est constitué également par les **perturbations**, qui peuvent être définies comme tout évènement qui altère les relations entre les organismes vivants et leurs habitats dans le temps et dans l'espace (Wali, 1987). Les perturbations peuvent être d'origines naturelles (ex. crue, embâcle, érosion des berges) ou anthropiques (ex. introduction de polluants chimiques, modification des vitesses de coulement, obstacles à la continuité écologique, colmatage des fonds). Plusieurs activités humaines sont susceptibles d'altérer la qualité des cours d'eau, qu'elles appartiennent aux secteurs urbain, agricole ou industriels. Ces activités modifient la qualité de l'eau ainsi que celle des habitats aquatiques et riverains. Les organismes vivant dans le milieu aquatique peuvent être plus ou moins affectés par ces dégradations.

Les communautés en place reflètent donc les caractéristiques et la variabilité spatio-temporelle de leur habitat, qu'il soit modifié ou non par les activités anthropiques (Gorman et Karr, 1978 ; Usseglio-Polatera, 1997 ; Stevenson et Pan, 2010). Il serait alors possible, connaissant la composition et la structure d'une communauté, d'obtenir des indications sur les caractéristiques de l'habitat. En particulier, la **nature et l'intensité des modifications** de l'habitat liées aux activités humaines pourraient être déterminées (ex. Kazanci et Gircin, 1998 concernant les oligochètes et la pollution organique ; Battarbee *et al.* (1999) concernant les diatomées et le pH des lacs). L'étude des communautés se révèle très pertinente comme outil de **bio-évaluation** pour estimer l'impact des activités humaines sur les écosystèmes,

notamment parce que les altérations de ce niveau d'organisation peuvent plus facilement être extrapolées à la santé des écosystèmes (Attrill et Depledge, 1997) et aux biens et services fournis par les écosystèmes (lien structure-fonctionnement-services), en comparaison avec les niveaux inférieurs d'organisation.

Concernant les écosystèmes lotiques, la DCE prévoit une évaluation de la qualité écologique des eaux basée sur plusieurs « communautés » aquatiques, désignées aussi « Eléments de Qualité Biologique (EQB) ». Ces éléments sont définis dans l'annexe V de la directive : les diatomées, les **macro-invertébrés benthiques**, les macrophytes et les poissons. Ces groupes peuvent présenter des réponses et des sensibilités différentes faces aux diverses dégradations de leur habitat (Marzin *et al.*, 2012). Depuis longtemps utilisé en bio-évaluation (Kolkwitz et Marsson, 1902), le groupe des **macro-invertébrés** est devenu un des groupes d'organismes les plus utilisés en Europe pour révéler les pressions anthropiques. Cet intérêt est dûment justifié par plusieurs de leurs caractéristiques :

- Le groupe des macro-invertébrés est constitué d'un grand nombre de taxons, appartenant à plusieurs phyla, et présentant une très grande diversité de formes. Cette grande hétérogénéité au sein du groupe permet de couvrir un large spectre de réponses aux perturbations (Rosenberg et Resh, 1993) ;
- Les macro-invertébrés sont relativement sédentaires, et qui plus est, ont une durée de vie relativement longue (quelques mois à quelques années). Ces caractéristiques leur permettent d'intégrer la qualité de leur habitat ;

De nombreux **outils et méthodes de bio-évaluation** de la qualité des écosystèmes aquatiques ont été mis au point à partir des communautés de macro-invertébrés benthiques (ex. RIVPACS, ASPT, SPEAR, AQEM). En France, l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) est la méthode normalisée utilisée depuis 1992 (NF T 90-350- AFNOR, 1992, révisée en 2004) pour évaluer la qualité écologique des cours d'eau peu profonds à partir des macro-invertébrés. L'IBGN attribue une note de 0 à 20 d'après le nombre de familles d'invertébrés relevé et leur degré de polluo-sensibilité pour qualifier la qualité biologique d'un site. Actuellement, les indices créés dans la zone européenne sont pour beaucoup remaniés, et de nouveaux indices sont développés afin de satisfaire les exigences de la DCE (European Commission, 2003), parmi lesquelles : (1) l'évaluation doit impérativement être réalisée par rapport à une situation de référence (Reynoldson *et al.*, 1997) et (2) la typologie des masses

d'eau doit être considérée (Chandesris *et al.*, 2006 pour la France métropolitaine). En plus de ces deux critères, les outils de bio-évaluation basés sur l'EBQ « macroinvertébrés benthiques » devront prendre en compte pour les communautés : (1) l'abondance, (2) la diversité et (3) un ratio d'espèces sensibles sur espèces tolérantes (Annexe V dans European Council, 2000). La DCE fixe aussi des objectifs, le principal étant d'atteindre « le bon état » écologique pour les eaux de surface au plus tard en 2015. Un « bon état » est un état proche de l'état de référence du type de masse d'eau considéré, c'est-à-dire proche des « conditions caractéristiques d'un groupe de sites pas ou peu impactés par les activités anthropiques et qui sont organisés suivant des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques » (Reynoldson *et al.*, 1997).

L'IBGN utilisé en France ne répondant pas aux exigences de la DCE, une nouvelle méthode de bio-évaluation DCE-compatible a été développée récemment pour la France : il s'agit de l'Indice Invertébrés Multi-Métrique (I₂M₂) (Mondy *et al.*, 2012). L'I₂M₂ a été construit à partir d'une base de données nationale, soit 1725 stations réparties sur 57 types de cours d'eau de France métropolitaine. Cet indice prend en compte l'écart à la situation de référence et intègre 17 types de pressions grâce à la combinaison de métriques de structure et fonctionnement. Il est ainsi composé de métriques taxonomiques (indice de diversité de Shannon-Weaver, la richesse taxonomique et la valeur de l'Average Score Per Taxon (A.S.P.T.) qui prend en compte les scores de polluosensibilité moyens de chaque taxon (familles) échantillonné (Armitage *et al.*, 1983)) et de métriques basées sur les traits (fréquence relative des espèces polyvoltines et fréquence relative des espèces ovovivipares) apportant chacune des informations complémentaires sur la communauté en place. L'I₂M₂ sera opérationnel à partir de 2016, et remplacera l'indice actuel (l'IBGN) dans le cadre de la mise en place de la Directive Cadre Européenne sur l'eau en France.

Qu'en est-il des Départements d'Outre-Mer (DOM) français ?

L'Union Européenne inclut 9 Régions ultrapériphériques (RUPs) dont font partie les DOMs français. Ces régions, qui sont situées hors du continent européen mais rattachées à trois états membres, sont les suivantes :

- Les Açores et Madère, qui constituent des régions autonomes portugaises ;
- Les Iles Canaries, qui constituent une communauté autonome espagnole ;

- Saint-Martin qui est collectivité d'outre-mer française ;
- La Guyane, la Martinique, la Guadeloupe, la Réunion et Mayotte, qui sont des Départements d'Outre-Mer français (DOMs).

Bien qu'étant géographiquement éloignées du continent, les RUPs font partie intégrante de l'Union Européenne. Elles sont alors soumises aux mêmes obligations et objectifs que l'Europe continentale en termes de politiques environnementales. Cependant, ces régions n'ont pas été prises en compte lors de l'élaboration de méthodologies relatives à l'application de la DCE. La DCE a été conçue pour les états continentaux de la zone tempérée, par conséquent il existe de réels défis scientifiques à l'appliquer à ces régions insulaires, pour certaines situées en zones tropicales. A ce jour, aucune RUP n'a mis au point un indice basé sur les macroinvertébrés qui soit adapté à son territoire et DCE-compatible. Or les indices de bio-évaluation qui ont été mis au point pour les rivières continentales ne peuvent pas être transposés aux régions européennes d'outre-mer, pour plusieurs raisons. Premièrement, les communautés des RUPs diffèrent en termes de composition et de structure des communautés continentales, ce qui empêche le calcul de métriques communément utilisées dans toute l'Europe continentale. Par exemple, l'ordre des insectes Plécoptères qui est considéré dans de nombreuses méthodes de bio-évaluation car il constitue un important groupe polluosensible (la présence de larves atteste d'une eau de bonne qualité, fraîche et oxygénée) (e.g. AFNOR, 1992), est totalement absent des Petites Antilles (qui comprennent la Martinique, Guadeloupe, Saint Martin - Mer des Caraïbes), de Macaronésie (qui comprend Madère, les Açores, et les îles Canaries – Océan Atlantique), de la Réunion (Océan Indien), et est relativement rare en Guyane française (ENSAT, 1995 ; Hughes, 2005 ; Stark, 2000 ; Starmühlner, 1977). Deuxièmement, l'effort scientifique a été peu important dans la plupart des régions ultramarines, où peu d'études scientifiques ont cherché à caractériser les communautés biologiques et leur(s) réponse(s) aux changements environnementaux. Par conséquent, le degré de tolérance des espèces aux différentes pollutions est méconnu, et les EQR associés requis pour satisfaire les exigences de la DCE ne peuvent être calculés.

Outre le degré de tolérance des espèces aux pollutions, on déplore d'une manière générale le manque de connaissance des macroinvertébrés benthiques de ces territoires, qu'il s'agisse de leurs traits écologiques (distribution spatiale altitudinale et longitudinale, préférences en termes d'habitats, sensibilité aux perturbations) ou des traits biologiques

(caractéristiques du cycle de vie, potentiel de résistance et résilience, et caractéristiques physiologiques et comportementales, ex. le mode de reproduction ou le type de nourriture). Fort de ce constant, nous pouvons déjà souligner que le nouvel indice français I_2M_2 , qui intègre des écarts à la référence pour des communautés incomparables à celles des RUPs, et des métriques relatives aux traits bioécologique des espèces, ne pourra être appliqué dans les DOMs français.

Les hydrosystèmes d'eau douce des RUPs sont affectés par les mêmes formes de **dégradations environnementales** que celles existant dans les hydrosystèmes continentaux. Ils sont de surcroît particulièrement vulnérables étant donné le **caractère fragile et unique de leurs écosystèmes** et leur haute valeur de conservation. Les RUPs constituent une réserve unique d'espèces et d'écosystèmes divers qui sont d'une importance capitale pour la conservation de la biodiversité à l'échelle mondiale. A l'exception de la Guyane, tous les RUPs sont des îles qui abritent un nombre important d'espèces endémiques dans les habitats aquatiques et/ou terrestres qui leur sont associés. Les assemblages d'espèces des milieux insulaires sont bien distincts de ceux observés en milieu continental. Les communautés insulaires sont la résultante des facteurs biogéographiques, historiques et géomorphologiques complexes, et l'insularité, via l'isolement, favorise l'endémisme (Boulton *et al.*, 2008 à propos des cours d'eau tropicaux). Notamment, la théorie scientifique de la biogéographie des îles (McArthur et Wilson, 1967) établit un lien entre le nombre d'espèces installées sur une île en fonction de sa taille et de son isolement. Elle prévoit une grande biodiversité dans une île de taille importante et proche d'un continent, alors qu'elle sera moindre dans une île plus petite et éloignée d'un continent (cas des cours d'eau des Antilles françaises faiblement diversifiés). En cas de perturbations ou pressions, les communautés présentent donc moins de réponses potentielles (Yachi et Loreau, 1999) et les disparitions d'espèces en raison d'événements perturbateurs sont d'autant plus probables que les populations y sont peu importantes. De par leurs situations géographiques et leurs patrimoines naturel et culturel exceptionnels, les RUPs comportent d'importantes ressources pour le développement touristique, qui constitue toutefois une source de pression anthropique non négligeable et qui s'ajoute aux pressions liées à la population locale. Certaines RUPs ont connu une forte croissance de population ces cinquante dernières années. Par exemple, la population en Martinique est passée de 292 000 habitants en 1961 à plus de 402 000 habitants en 2009 (INSEE, 2005 et 2009). Répartie sur 1128 km², cette population est aujourd'hui très dense

(356 habitants au km², contre 112 au niveau national). Dans ce contexte particulier, il est urgent d'établir des outils de bio-évaluation adaptés aux caractéristiques des hydrosystèmes ultramarins pour évaluer l'état des masses d'eau et mettre en œuvre ensuite des plans de gestion pour restaurer l'intégrité des écosystèmes aquatiques impactés et préserver ceux qui sont intègres.

Dans ce travail de thèse, nous nous sommes focalisés sur les DOMs des Petites Antilles, plus spécialement sur l'île de la **Martinique** (questions touchant à l'évaluation de la qualité biologique), et dans une moindre mesure sur les deux « îles sœurs » des Antilles françaises, la Martinique et la Guadeloupe (écologie des macroinvertébrés). La Martinique connaît un contexte particulier de gestion de l'eau puisqu'elle fait face à quarante ans de retard dans la mise en œuvre de la politique de l'eau : la loi sur l'eau du 16 décembre 1964 n'a pas été appliquée dans les DOMs, et ce n'est qu'en 1996 et 2002 que seront créés respectivement le comité de bassin et l'agence locale de l'eau en Martinique (appelée Office De l'Eau aujourd'hui), qui ont pour mission d'élaborer et mettre en œuvre une politique de gestion de l'eau conciliant les besoins du bassin avec les orientations nationales. Malgré ce retard, les premières actions visant à appliquer la DCE en Martinique ont été lancées dans les délais. Il reste cependant beaucoup à faire, dans le domaine de la connaissance et de la surveillance de l'état des écosystèmes aquatiques.

L'objectif principal de ce travail de thèse est de développer un indice de qualité biologique des rivières de la Martinique à partir de la diversité des communautés de macroinvertébrés benthiques, selon des normes compatibles avec les exigences de la DCE. En parallèle, la connaissance de la macrofaune benthique des rivières des Petites Antilles françaises doit être approfondie afin de remplir cet objectif. Il convient dans un premier temps de dresser une liste faunistique actualisée des macroinvertébrés benthiques des rivières des Petites Antilles. Parce qu'ils sont utiles à l'interprétation des patrons de diversités observés de l'échelle locale (station) à l'échelle des réseaux hydrographiques, les principaux préférendes des taxons rencontrés doivent aussi être dégagés. Notamment, l'objectif est de déterminer les préférendes des principaux taxons en termes de relation à l'habitat physique (substrat, écoulement) mais aussi en termes de relations trophiques (groupes fonctionnels). Les traits bioécologiques ne sont pas indispensables au développement d'un indice DCE-compatible. Cependant ces traits, et notamment les traits trophiques (liés au régime alimentaire), sont capables de détecter des perturbations anthropiques et s'avèrent alors

pertinents en bioévaluation, en milieu tempéré comme en milieu tropical (e.g. Tomanova *et al.*, 2008 ; Couceiro *et al.*, 2012 ; Helson et Williams, 2013). Leur étude pourrait servir *a posteriori* à améliorer l'indice présenté dans ce travail de thèse.

L'exposé de ces travaux s'articule en cinq chapitres. Le premier décrit la zone d'étude et développe le matériel et la méthode d'acquisition des données des chapitres suivants. Le second chapitre dresse un état de l'art des connaissances de la faune macroinvertébrée des Petites Antilles Françaises (Martinique et Guadeloupe) et examine la distribution et les préférences des macroinvertébrés benthiques à l'échelle du microhabitat. Le troisième chapitre présente la bio-classification des cours d'eau de Martinique réalisée à partir des communautés de macro-invertébrés benthiques qui est nécessaire à la mise au point d'un indice biotique. Le quatrième chapitre est consacré au développement et aux tests de validation d'un indice de bioévaluation de la qualité écologique des cours d'eau de Martinique. Le cinquième et dernier chapitre est consacré à l'étude des réseaux trophiques de Guadeloupe, l'île des Antilles françaises la plus proche voisine de la Martinique et dont le territoire présente énormément de caractéristiques communes avec celui de la Martinique. Enfin, la conclusion synthétise les nouveaux acquis et ouvre des perspectives.

I. MATERIEL ET METHODES

Ce chapitre décrit la zone d'étude, les sites d'études, ainsi que les protocoles expérimentaux utilisés de manière récurrente dans les différents chapitres de ce travail de thèse. Les protocoles expérimentaux et les méthodes d'analyses de données plus spécifiques à certaines parties de l'étude sont présentés dans les chapitres correspondants.

I.1. Microhabitats, typologie et indice biotique

I.1.1. La zone d'étude - Présentation générale de la Martinique

La Martinique est une île volcanique située dans l'arc des Petites Antilles, à 14° de latitude Nord et 61° de longitude Ouest. Elle est baignée à l'Est par l'océan Atlantique et à l'Ouest par la mer des Caraïbes. A la fois département d'Outre-mer et région française, la Martinique est située à 7000 km de Paris.



Figure 4. Localisation de la Martinique dans les Antilles
(www.martinique-nature.com).

Le climat, de type tropical, est chaud (26° de température moyenne annuelle) et humide (hygrométrie de 80 % en mars-avril et 87% en octobre-novembre). La chaleur due à l'ensoleillement est modérée par l'influence océanique des alizés. On distingue deux saisons :

- la première, le Carême, chaud et sec, s'étend de Décembre à Mai, avec une période de grande sécheresse en février/avril ; l'ensoleillement est alors maximal ;
- la seconde, l'Hivernage, caractérisée par des pluies plus fréquentes et intenses, dure de juin à novembre et se caractérise par un risque cyclonique important.

D'une superficie de 1128 km², sa plus grande longueur NW-SE est de 75 km et sa plus grande largeur NE-SW est de 35 km. La Martinique est une petite île qui toutefois présente une variété de paysages :

- La partie Nord est constituée d'un massif montagneux (*Figure 5*), dominé par les Pitons du Carbet (1207m) et la Montagne Pelée (1397m), un volcan toujours en activité. Très accidentée, le Nord de l'île est essentiellement recouvert par des forêts ;
- Dans la partie Sud de l'île, le relief est constitué d'une succession de reliefs moyens, les mornes, pouvant atteindre jusqu'à 507 m d'altitude (Montagne du Vauclin). Ces mornes sont des massifs volcaniques anciens ;
- Une seule plaine se dégage dans ce relief accidenté. Il s'agit de la plaine du Lamentin, au centre de l'île.

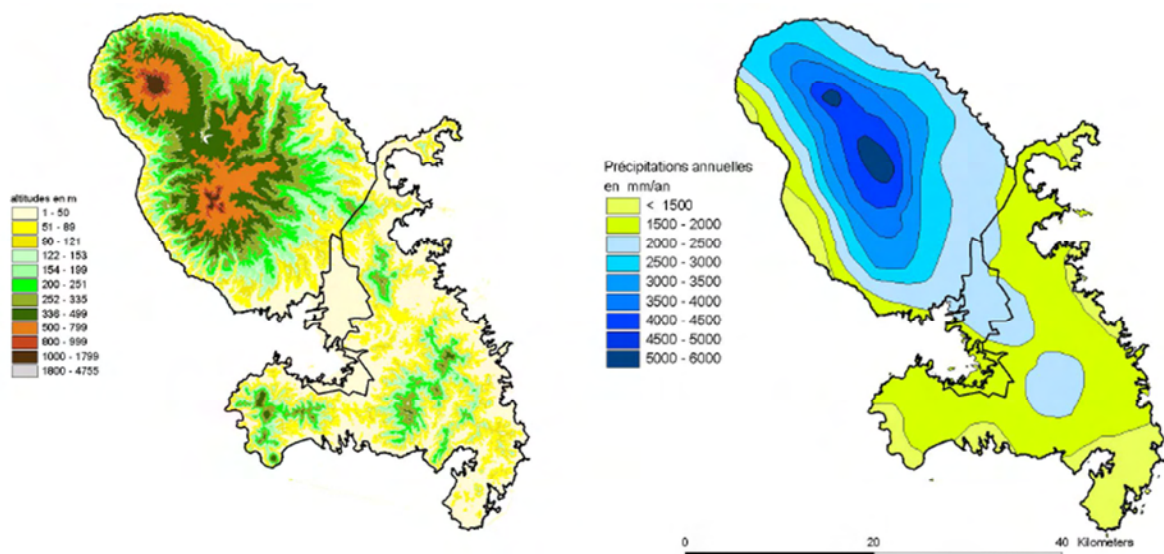


Figure 5. Le relief et la pluviométrie de la Martinique (Chandesris et al., 2005).

Ces différences de reliefs contribuent à la création de climats locaux et configurent nettement le réseau hydrographique (*Figure 6*). La Martinique est parcourue par un important réseau hydrographique constitué de 70 rivières considérées comme principales, et d'une quarantaine de ravines. Ces rivières sont relativement courtes et sont concentrées dans la partie Nord de l'île. Aux deux saisons décrites se rajoute l'influence du relief qui joue un rôle déterminant dans la variabilité spatiale des pluies et permet de distinguer une « Martinique humide » (région nord) d'une « Martinique sèche » (région sud). Il pleut beaucoup plus sur la montagne Pelée et les Pitons du Carbet que dans le sud (pluviosité jusqu'à cinq fois plus importante que dans la moitié sud ; *Figure 5*) car les hauts reliefs accrochent les nuages. Les cours d'eau de montagne, torrentiels et aux substrats granulométriques grossiers (de type « blocs » et « dalles minérales ») (*Figure 7*) sont donc situés au nord de l'île où la pluviométrie est plus importante. A l'inverse, les cours d'eau du sud ont des débits beaucoup moins importants (*Figure 7*) et tous ne sont pas pérennes. Les bassins versants sont de taille modeste, le plus souvent inférieurs à 15 km². La rivière Lézarde présente le plus grand bassin versant (116 km²) et le plus long linéaire de cours d'eau (35,8 km).

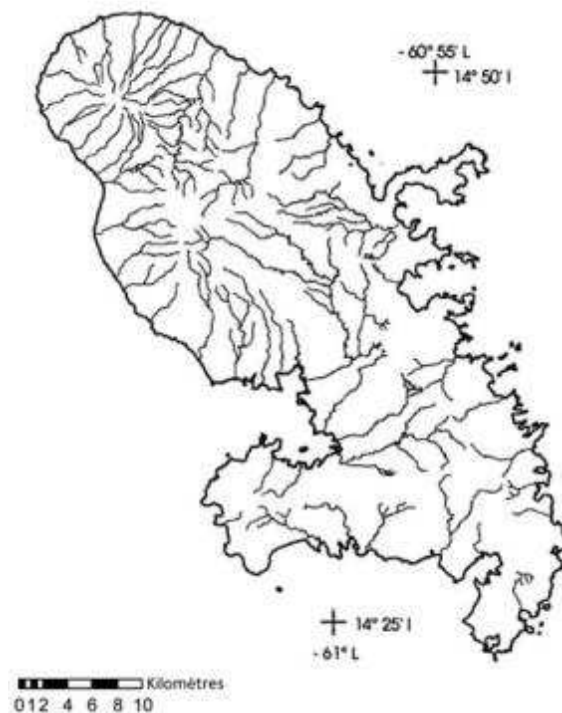


Figure 6. Réseau hydrographique de la Martinique (Mobèche et Schmitt, 1993).

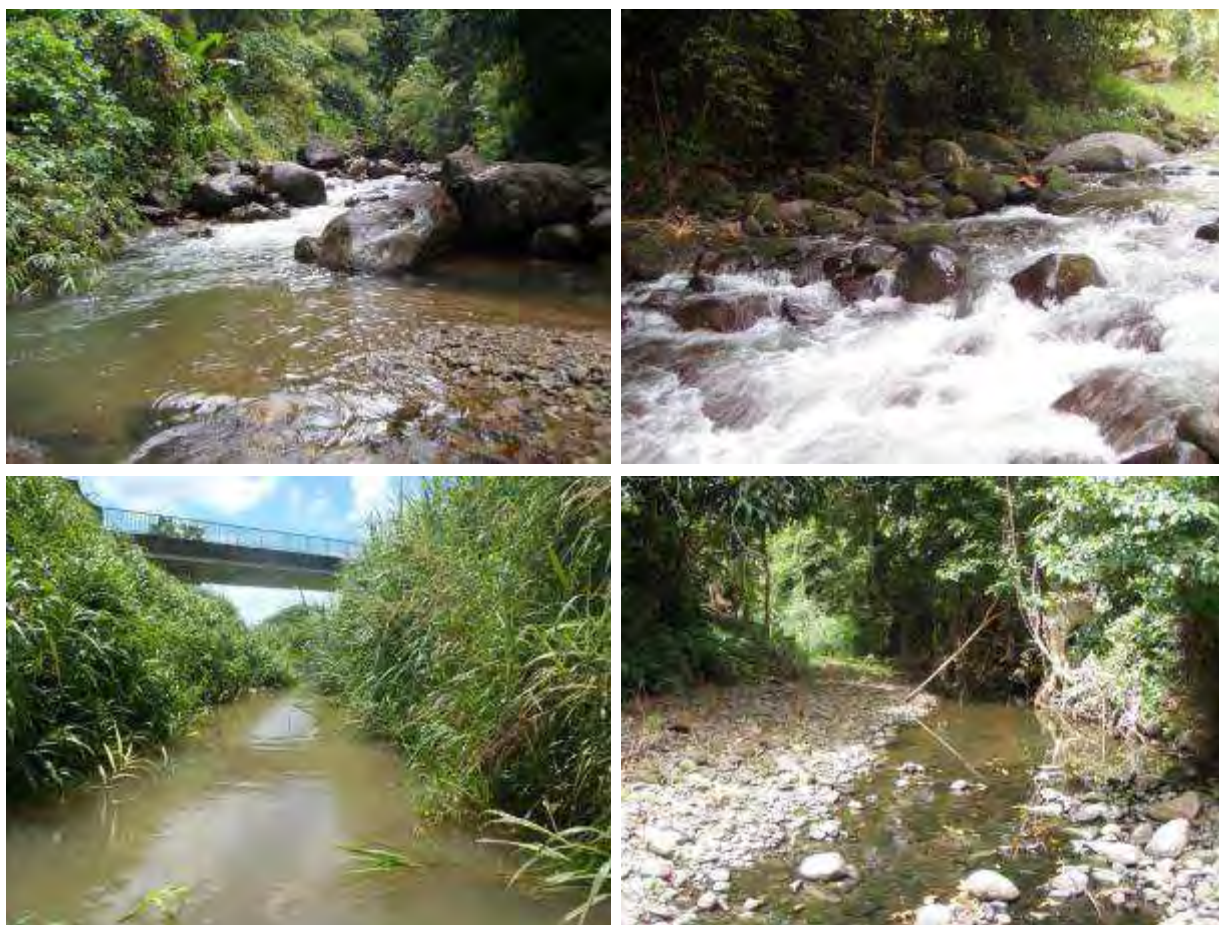


Figure 7. Photographies de stations situées dans les parties nord (en haut) et sud de l'île (de haut en bas et de gauche à droite : stations Source Pierrot, Stade de Grand'Rivière, Brasserie Lorraine et Aval Eloigné GCS).

La répartition de la population sur le territoire est très inégale. Cette population se concentre particulièrement au niveau des pôles urbains et industriels dont le plus important est la zone agglomérée de Fort-de-France, Schoelcher et Le Lamentin. Dans la partie Nord, la population s'est établie essentiellement le long des côtes. Dans le sud, l'habitat rural est très dispersé. La population martiniquaise était estimée au 1^{er} janvier 2010 à 402 000 habitants (INSEE, 2009). Répartie sur 1128 km², cette population est très dense (356 habitants au km², contre 112 au niveau national) (*Figure 8*).

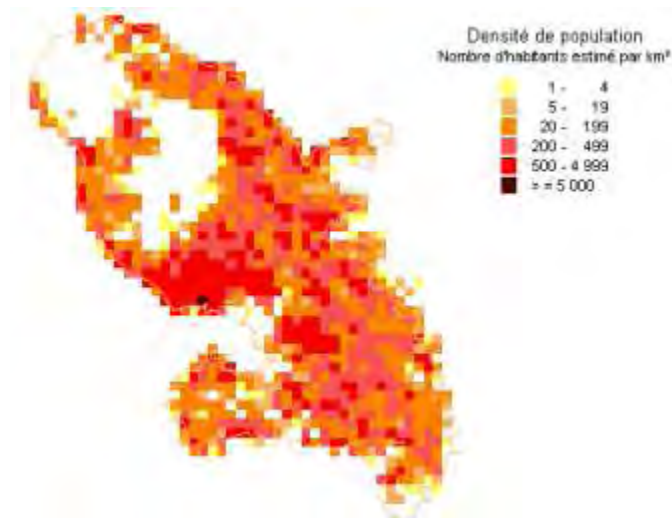


Figure 8. Carte des estimations carroyées de la population (Revenus Fiscaux Localisés, INSEE, données 2007).

I.1.2. Les sites d'étude

65 sites répartis sur l'ensemble du réseau hydrographique pérenne de Martinique ont été sélectionnés pour l'étude. Les ravines qui s'assèchent en saison sèche n'ont pas été prospectées. Les sites ont été choisis de manière à cibler l'ensemble des conditions géomorphologiques et physico-chimiques naturelles rencontrées sur le territoire, ainsi que les modifications majeures les affectant *a priori* (présence d'effluents domestiques, industriels, localisation en zone agricole, etc).

38 de ces sites font partie des réseaux nationaux ou patrimoniaux : 9 sont intégrés au réseau des sites de référence (RSR), 22 au réseau de contrôle de surveillance (RCS) et 7 font partie du « réseau pesticides ». Ces réseaux sont gérés par la Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DEAL) ou par l'Office De l'Eau (ODE) Martinique.

Le RSR est constitué de stations qui ne subissent pas de pressions anthropiques, d'après les suivis chimiques et biologiques qui y sont réalisés depuis 2007. Ce réseau national permettra de déterminer le bon état écologique de référence. Le RCS permet de donner une image globale de l'évolution de l'état des eaux. Il ne cible donc pas des pressions et des pollutions, mais permet un suivi des milieux aquatiques sur le long terme, notamment pour

évaluer les conséquences des modifications des conditions naturelles (changement climatique par exemple) et des activités anthropiques. Le « réseau pesticides » est spécifiquement dédié aux contrôles des substances phytosanitaires. Les stations sont situées pour la plupart dans la partie aval des cours d'eau, dans des zones où l'agriculture est intensive. En Martinique, l'agriculture occupe 30 % de la surface de l'île, la banane, les légumes, la canne à sucre et l'ananas constituant les quatre productions principales.

Un réseau de sites complémentaires à ces deux stations a été créé afin de répondre aux besoins de l'étude. Ces sites ciblent plus précisément un panel de pollutions ou conditions physico-chimiques particulières, et permettent de disposer de gradients de perturbations. Les perturbations ciblées sont les suivantes :

- pollutions liées aux rejets de stations d'épuration : les stations sont en aval immédiat de stations d'épurations. Dans certains cas, une station supplémentaire a été située en aval plus éloigné de la station d'épuration.
- pollutions domestiques diffuses : il s'agit de pollutions liées aux rejets d'eaux usées dans l'environnement. Les stations sont situées dans des zones densément peuplées. En Martinique, 50 % des eaux usées ne sont pas collectées par un réseau public de collecte. Elles sont souvent traitées dans un système d'assainissement non collectif plus ou moins performant, ou rejetées directement dans la nature ;
- pollutions industrielles : les stations sont situées en aval immédiat de rejets industriels (ex. industrie agroalimentaire telles que distillerie ou confiterie, station essence) ;
- pollutions par les pesticides : afin de disposer de gradients de pollutions aux pesticides, de nouvelles stations ont été placées sur les cours d'eau dans les zones agricoles, mais en amont des stations du « réseau pesticides » existant ;
- conditions physico-chimiques particulières : stations exemptes de pollution anthropique et pouvant compléter alors le RSR existant, et stations présentant naturellement des conditions physico-chimiques particulières (conductivité naturellement très élevée).

L'ensemble des sites est présenté dans le *Tableau 1*, et leur localisation représentée sur la *Figure 9*.

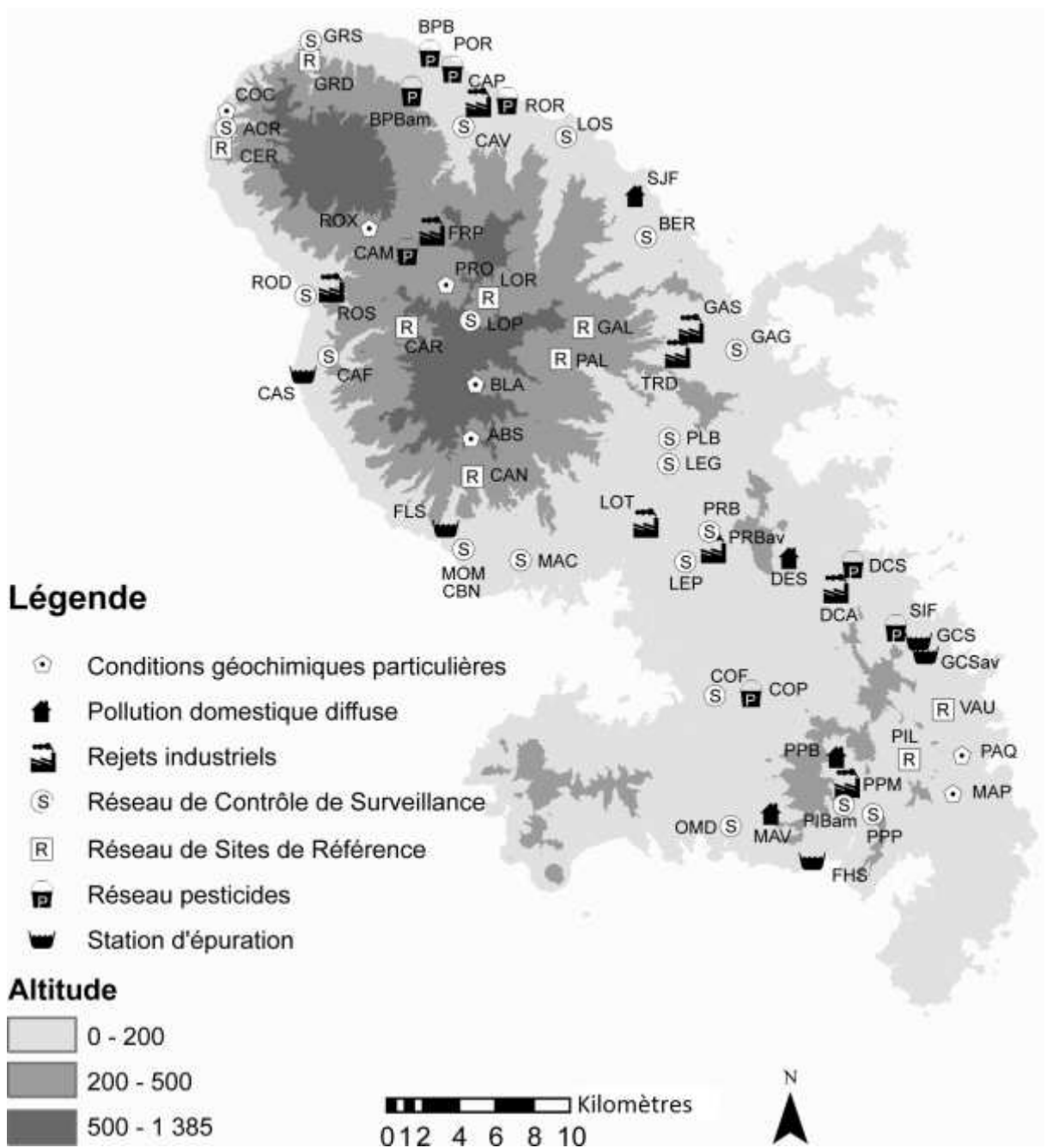


Figure 9. Carte de localisation des sites et appartenance aux réseaux de suivi. Les noms des sites (acronymes) sont les mêmes que dans le Tableau 1.

Tableau 1. Description générale de l'ensemble des stations de l'étude.

RSR : Réseau de sites de référence ; RCS : réseau de contrôle de surveillance ; RC : réseau de sites complémentaire.

Station	Cours d'eau	Code station	Latitude	Longitude	Réseau
			N	W	
WGS84					
Tunnel Didier	Rivière Case-Navire	CAN	705162	1621467	RSR
Source Pierrot	Rivière du Carbet	CAR	701674	1629625	RSR
Amont Habitation Céron	Rivière de l'Anse Céron	CER	691794	1640424	RSR
Gommier	Rivière du Galion	GAL	711262	1629583	RSR
Trou Diabliesse	Grande Rivière	GRD	696324	1644090	RSR
Trace des Jésuites	Rivière du Lorrain	LOR	706115	1631217	RSR
Palourde	Rivière Lézarde	PAL	710050	1627862	RSR
Beauregard	Grande Rivière Pilote	PIL	729013	1606072	RSR
Pont RD5 La Broue	Rivière du Vauclin	VAU	730829	1608795	RSR
RD10 Habitation Céron	Rivière de l'Anse Céron	ACR	691734	1640376	RCS
Pont RD24 St-Marie	Rivière de Bezaudin	BER	714639	1634206	RCS
Fond Baise	Rivière du Carbet	CAF	697164	1627610	RCS
Pr AEP-Vivé Capot	Rivière Capot	CAV	704748	1640542	RCS
Case Navire (bourg Schoelcher)	Rivière Case-Navire	CBN	704663	1617496	RCS
Petit Bourg	Rivière les Coulisses	COP	719588	1609280	RCS
Grand Galion	Rivière du Galion	GAG	719611	1628057	RCS
Amont stade Grand'Rivière	Grande Rivière	GRS	696307	1644431	RCS
Gué de la Désirade	Rivière Lézarde	LEG	715897	1622096	RCS
Pont RN1	Rivière Lézarde	LEP	717040	1617140	RCS
Amont confluence Pirogue	Rivière Petit Nicolas	LOP	705760	1630873	RCS
Séguineau	Rivière du Lorrain	LOS	710261	1639662	RCS
Pont de Chaîne	Rivière Madame	MAC	707832	1616898	RCS
Pont de Montgérald	Rivière Case-Navire	MOM	704666	1617492	RCS
Dormante	Rivière Oman	OMD	719698	1602495	RCS
Aval bourg Rivière Pilote	Grande Rivière Pilote	PIB	725514	1602043	RCS
Amont Bourg Rivière Pilote	Grande Rivière Pilote	PIBam	726657	1603264	RCS
Pont Belle-Ile	Rivière Petite Lézarde	PLB	716103	1623345	RCS
Pocquet Pont RN1	Rivière Pocquet	POR	704179	1643574	RCS
Pont Madeleine	Petite Rivière Pilote	PPP	725757	1603484	RCS
Brasserie Lorraine	Petite Rivière	PRB	718203	1617851	RCS
St-Pierre (ancien pont)	Rivière Roxelane	ROS	696106	1631298	RCS
Absalon	Ravine Absalon	ABS	705065	1623519	RC Géochimique particulière

						(pas d'impact anthropique)
Pont de l'Alma	Rivière Blanche	BLA	705302	1626424	RC	Géochimique particulière (pas d'impact anthropique)
Couleuvre	Rivière Anse Couleuvre	COC	691790	1641408	RC	Géochimique particulière (pas d'impact anthropique)
Deux Choux	Rivière du Carbet	CAD	704306	1628907	RC	Géochimique particulière (pas d'impact anthropique)
Quartier Propreté	Rivière Capot	PRO	703700	1631947	RC	Géochimique particulière (pas d'impact anthropique)
Amont confluence Ferré	Rivière Madame	ROX	699491	1634967	RC	Géochimique particulière (pas d'impact anthropique)
Pont Massel	Rivière Massel	MAP	731336	1604255	RC	Géochimique particulière (conductivité naturellement élevée)
Paquemar	Rivière Paquemar	PAQ	731919	1606276	RC	Géochimique particulière (conductivité naturellement élevée)
STEP Carbet	Rivière du Carbet	CAS	696010	1626951	RC	Station d'épuration
STEP Vauclin	Rivière Grande Case	GCS	729886	1611734	RC	Station d'épuration
Aval Eloigné GCS	Rivière Grande Case	GCSav	729567	1612435	RC	Station d'épuration
Ravine Fond Henry STEP	Ravine de Fond Henry	FHS	723676	1600530	RC	Station d'épuration
Fond Lahaye STEP	Rivière Fond Lahaye	FLS	703782	1618576	RC	Station d'épuration
La Tracée STEP	Rivière La Tracée	LTS	715694	1627831	RC	Station d'épuration
Desroses	Rivière Desroses	DES	722536	1617050	RC	Pollution domestique diffuse
Volcart (amont OMD)	Rivière Madame	MAV	721492	1603104	RC	Pollution domestique diffuse
Baudelle	Petite Rivière Pilote	PPB	725094	1606189	RC	Pollution domestique diffuse
Fond St Jacques	Rivière Saint-Jacques	SJF	714088	1636705	RC	Pollution domestique diffuse
Pont McIntosh	Rivière Capot	CAM	702511	1634674	RC	Réseau pesticides
Feral	Rivière les Coulisses	COF	720347	1609549	RC	Réseau pesticides
BPB amont	Rivière de Basse-Pointe	BPBam	701893	1642429	RC	Réseau pesticides
Bourg Basse Pointe Pont RN1	Rivière de Basse-Pointe	BPB	702822	1644504	RC	Réseau pesticides
Deux Courants pont Séraphin	Rivière Deux Courants	DCS	725931	1616649	RC	Réseau pesticides
Pont RN1	Rivière Rouge	ROR	706185	1641934	RC	Réseau pesticides
Fontane	Rivière du Simon	SIF	728309	1613162	RC	Réseau pesticides
Décharge Le Poteau	Rivière Capot	CAP	705429	1641927	RC	Pollution industrielle
Abattoir de volailles	Rivière Deux Courants	DCA	725008	1615429	RC	Pollution industrielle
Porcherie SOPODA	Rivière François	FRP	702794	1634988	RC	Pollution industrielle
Siapoc Peintures	Rivière du Galion	GAS	717018	1629620	RC	Pollution industrielle
Longvilliers Station Total	Rivière du Longvilliers	LOT	714566	1618959	RC	Pollution industrielle
Distillerie La Mauny	Petite Rivière Pilote	PPM	725529	1604780	RC	Pollution industrielle
Aval Brasserie Lorraine	Petite Rivière	PRBav	718202	1617729	RC	Pollution industrielle
Distillerie Depaz	Rivière Roxelane	ROD	697460	1631825	RC	Pollution industrielle
Deynel Confiturerie	Rivière la Tracée	TRD	716378	1628171	RC	Pollution industrielle

I.1.3. Fréquence des prélèvements

Chaque campagne de prélèvement a consisté à prélever sur chacun des sites de l'étude les communautés de macroinvertébrés benthiques et des échantillons d'eau, dans le but de caractériser simultanément la composition et la structure des communautés biologiques et la qualité de l'eau qui y est associée. Les techniques de prélèvement, tri et détermination des macroinvertébrés benthiques et la caractérisation de la qualité de l'eau sont détaillées dans les chapitres suivants (I.1.4 et I.1.5).

Au total trois campagnes de prélèvements ont été réalisées. Deux campagnes ont été réalisées en saison de carême (basses-eaux) en avril 2010 et avril 2011, et une en saison d'hivernage (hautes eaux), en octobre 2010.

Les fortes pluies liées au passage de l'ouragan Thomas sur l'île de Sainte Lucie le 30 novembre 2010 ont fortement perturbé le déroulement de la campagne de prélèvements d'hivernage 2010, qui était déjà difficile compte tenu de l'abondance des pluies cette année-là (la turbidité de l'eau liée aux fortes pluies empêche l'application de protocole de prélèvement des macroinvertébrés-benthiques). Finalement, onze stations n'ont pu être prélevées à l'hivernage 2010 (*Tableau 2*). Pour compenser ce manque, la campagne de prélèvement de carême 2011 a été enrichie de 11 stations.

Après avis d'expert (Virginie Archambault, Irstea), trois sites du réseau complémentaire (RC) ont été supprimés de l'étude à cause de leur géomorphologie particulière (il s'agit des sites Deux Choux, Abattoirs de volaille, et La Tracée STEP).

Tableau 2. Suivi des stations sur la durée de l'étude

Station	Code station	Prélèvements (eau + faune)		
		Carême 2010	Hivernage 2010	Carême 2011
Tunnel Didier	CAN	×	×	×
Source Pierrot	CAR	×	×	×
Amont Habitation Céron	CER	×	×	×
Gommier	GAL	×	×	×
Trou Diabliesse	GRD	×	×	×
Trace des Jésuites	LOR	×	×	×
Palourde	PAL	×	×	×
Beauregard	PIL	×	×	×
Pont RD5 La Broue	VAU	×	×	×
RD10 Habitation Céron	ACR	×	×	×
Pont RD24 St-Marie	BER	×		×
Fond Baise	CAF	×	×	×
Pr AEP-Vivé Capot	CAV	×	×	×
Case Navire (bourg Schoelcher)	CBN	×	×	×
Petit Bourg	COP	×	×	×
Grand Galion	GAG	×		×
Amont stade Grand'Rivière	GRS	×	×	×
Gué de la Désirade	LEG	×	×	×
Pont RN1	LEP	×		×
Amont confluence Pirogue	LOP	×	×	×
Séguineau	LOS	×	×	×
Pont de Chaîne	MAC	×		×
Pont de Montgérald	MOM	×	×	×
Dormante	OMD	×	×	×
Aval bourg Rivière Pilote	PIB	×	×	×
Amont Bourg Rivière Pilote	PIBam			×
Pont Belle-Ile	PLB	×	×	×
Pocquet Pont RN1	POR	×	×	×
Pont Madeleine	PPP			×
Brasserie Lorraine	PRB	×		×
St-Pierre (ancien pont)	ROS	×	×	×
Absalon	ABS	×	×	×
Pont de l'Alma	BLA	×	×	×
Couleuvre	COC	×		×
Deux Choux	CAD	×	×	
Quartier Propreté	PRO			×
Amont confluence Ferré	ROX			×
Pont Massel	MAP			×
Paquemar	PAQ	×	×	×
STEP Carbet	CAS	×		×
STEP Vauclin	GCS	×	×	×

Aval Eloigné GCS	GCSav			×
Ravine Fond Henry STEP	FHS	×	×	×
Fond Lahaye STEP	FLS	×	×	×
La Tracée STEP	LTS	×	×	
Desroses	DES	×	×	×
Volcart (amont OMD)	MAV			×
Baudelle	PPB			×
Fond St Jacques	SJF	×	×	×
Pont McIntosh	CAM	×	×	×
Feral	COF			×
BPB amont	BPBam			×
Bourg Basse Pointe Pont RN1	BPB	×	×	×
Deux Courants pont Séraphin	DCS	×	×	×
Pont RN1	ROR	×		×
Fontane	SIF	×	×	×
Décharge Le Poteau	CAP	×		×
Abattoir de volailles	DCA	×	×	
Porcherie SOPODA	FRP	×	×	×
Siapoc Peintures	GAS	×	×	×
Longvilliers Station Total	LOT	×	×	×
Distillerie La Mauny	PPM	×	×	×
Aval Brasserie Lorraine	PRBav			×
Distillerie Depaz	ROD	×		×
Deynel Confiturerie	TRD	×		×

I.1.4. Communautés de macroinvertébrés benthiques

I.1.4.1. Techniques de prélèvement des macroinvertébrés benthiques

Le protocole normalisé XP T 90-233 (AFNOR, 2009) intitulé « Prélèvements des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes » a été appliqué sur l'ensemble des stations et campagnes de prélèvements. Ce protocole, qui a été développé pour la France métropolitaine pour répondre aux exigences de la Directive cadre Européenne sur l'Eau, est la méthode nationale de mesure de l'élément « macroinvertébrés » en cours d'eau. Pour garder une cohérence à l'échelle nationale et après un avis d'expert (Virginie Archaimbault, Irstea) qui a confirmé son applicabilité aux îles de Martinique et Guadeloupe, ce protocole DCE-compatible a été retenu pour ce travail de thèse.

Ce protocole présente des avantages :

- Il repose en partie sur un échantillonnage des principaux substrats présents (i.e. de surface relative supérieure ou égale à 5% de la surface de la station) sur une station au prorata de leurs surfaces de recouvrement relatives, ce qui permet d'obtenir une image globale moyenne du peuplement invertébré de la station ;
- Ce protocole amène aussi à considérer les habitats peu représentés (i.e. de surface relative inférieure à 5% de la surface de la station) qui souvent abritent un ensemble d'espèces spécifique (ex. litières, chevelus racinaires).

Suivant ce protocole, 12 prélèvements unitaires sont réalisés, et regroupés en trois « bocaux » (notés « B1 », « B2 » et « B3 »). Les prélèvements sont réalisés à l'aide d'un filet Surber (1/20 m², 0.5 mm de vide de maille ; *Figure 10*). Les surfaces relatives de recouvrement des différents substrats présents sur la station sont estimées visuellement, après détermination de la surface mouillée de la station. Ensuite, chaque substrat repéré est classé en substrat « dominant » (i.e. de surface relative supérieure ou égale à 5% de la surface de la station) ou « marginal » (i.e. de surface relative strictement inférieure à 5% de la surface de la station). Une fois le repérage et le classement des substrats réalisés, le plan d'échantillonnage peut être établi pour chaque station :

- Premièrement, les substrats marginaux sont échantillonnés en fonction de l'ordre de priorité préconisé (prélèvements numéros 1 à 4, bocal B1) (*Tableau 3*) ;
- Les substrats dominants sont ensuite échantillonnés en fonction de l'ordre de priorité préconisé (prélèvements numéros 5 à 8, bocal B2) ;
- Pour finir, les substrats dominants sont échantillonnés au prorata de leurs surfaces de recouvrement relatives, tout en prenant en compte (1) les prélèvements déjà réalisés en B1 et B2 et (2) l'ordre de priorité préconisé dans les cas où plus de quatre substrats dominants sont présents simultanément sur la station.

Sur le terrain, les éléments organiques et minéraux grossiers sont ensuite éliminés des prélèvements après avoir été soigneusement lavés et examinés. Chaque prélèvement est ensuite fixé sur le terrain avec du formaldéhyde (concentration finale : 4%) pour sa conservation.



Figure 10. Utilisation d'un surber (AFNOR, 2009).

Tableau 3. Substrats échantillonnés, ordre de priorité de prélèvement des substrats (du plus habitable au moins habitable) et mode de prélèvement selon le protocole multihabitats normalisé (AFNOR, 2009).

Définition du substrat	Code Sandre	Ordre de priorité	Mode de prélèvement préconisé par la norme
Bryophytes (Br)	S1	11	Frotter, peigner
Hydrophytes (Hyd) (spermaphytes immergées)	S2	10	Récupérer le substrat
Litières (L) (débris organiques grossiers)	S3	9	Récupérer le substrat
Branchage, racines (R) (chevelus racinaires, supports ligneux)	S28	8	Frotter, peigner
Pierres, galets (PG) (sédiments minéraux de grande taille, de 25 à 250 mm)	S24	7	Frotter les pierres et agiter la couche sous les pierres sur 5 cm
Blocs (B) facilement déplaçables (> 250 mm)	S30	6	Frotter les blocs et agiter la couche sous les pierres sur 5 cm
Granulats grossiers (G) (graviers de 2mm à 25 mm)	S9	5	Récupérer le substrat
Hélophytes (He) (spermaphytes émergents)	S10	4	Frotter, peigner
Vases (V) (sédiments fins < 0,1 mm avec débris organiques fins)	S11	3	Récupérer le substrat
Sables, limons (S) (< 2 mm)	S25	2	Récupérer le substrat
Algues (A)	S18	1	Récupérer le substrat
Dalles, argiles compactes (D) (surfaces uniformes dures naturelles ou artificielles)	S29	0	Frotter

Le plan d'échantillonnage est réalisé de manière à prélever dans les différents substrats et dans les différentes classes de courant (estimées visuellement) présentes sur la station (Tableau 4).

Tableau 4. Classes de vitesse considérées par le protocole de prélèvement multihabitats normalisé (AFNOR, 2009).

Classe de vitesse (cm/s)	Code Sandre	Vitesse
$v < 5$	N1	Nulle
$25 > v \geq 5$	N3	Lente
$75 > v \geq 25$	N5	Moyenne
$150 > v \geq 75$	N4	Rapide

Le plan d'échantillonnage étant établi suivant les substrats en présence sur une station à un instant t , il est propre à chaque station et est établi de nouveau à chaque campagne de prélèvement des macroinvertébrés benthiques.

Le protocole de prélèvement normalisé a été créé pour la France métropolitaine mais n'a pas demandé d'adaptation majeure pour être mis en place en Martinique, puisque tous les substrats et classes de vitesses mentionnés dans la norme sont présents en Martinique, à l'exception des bryophytes (aussi, les hydrophytes sont particulièrement rares en Martinique). Seuls deux ajustements ont été effectués. Premièrement, compte tenu du caractère torrentiel des rivières de Martinique (essentiellement dans la partie Nord de l'île), les stations ont été positionnées au niveau d'alternances de faciès d'écoulement « cascade/mouille » ou « rapide/plat lotique » (Figure 11) au lieu des faciès « radier/plat lentique » (rares) comme préconisé par la norme. Deuxièmement, les 12 prélèvements unitaires n'ont pas été regroupés en trois bocaux (notés « B1 », « B2 » et « B3 ») mais conservés dans 12 bocaux distincts lors des deuxième et troisième campagnes afin de pouvoir déterminer certains préférences écologiques des taxons (ex. vitesse de courant, nature du substrat).



Figure 11. Exemples de faciès d'écoulement : cascade (à gauche) et mouille (à droite).

Figure 12. Exemples de substrats.

De gauche à droite, et de bas en haut : litière, chevelu racinaire, pierres et dalle rocheuse.



1.1.4.2. Techniques de tri et détermination

Les prélèvements sont traités au laboratoire. Après rinçage du prélèvement, les individus sont extraits puis déterminés sous loupe binoculaire généralement au niveau du genre ou de l'espèce, excepté pour les diptères et oligochètes qui sont déterminés à un niveau taxonomique supérieur comme la famille ou l'ordre, ou la tribu pour les Chironominae (Tableau 5).

Les ouvrages de base pour la détermination des macro-invertébrés des Antilles sont les clefs martiniquaises et guadeloupéennes établies par le Centre d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux, Toulouse (CESAC 2001 et 2002) et la clé Nord Américaine de Merritt et Cummins (Merritt *et al.*, 2008).

Tableau 5. Niveaux de détermination pour les différents grands groupes de macroinvertébrés benthiques

Taxa		Niveau taxonomique
Hydracarina		Phylum
Nemertea		Phylum
Polychaeta		Classe
Oligochaeta		Classe
Turbellaria		Famille
Annelida		Famille
Mollusca/Gastropoda	Sauf <i>Gundlachia radiata</i> , <i>Amerianna carinata</i>	Famille
	<i>Gundlachia radiata</i> , <i>Amerianna carinata</i>	Espèce
Mollusca/Bivalvia		Espèce
Crustacea/Amphipoda		Genre
Crustacea/Decapoda	Sauf <i>Macrobrachium</i> sp., <i>Potimirim</i> sp.	Espèce
	<i>Macrobrachium</i> sp., <i>Potimirim</i> sp.	Genre
Crustacea/Malacostraca		Espèce
Crustacea/Ostracoda		Classe
Trichoptera		Genre
Ephemeroptera	Sauf Caenidae	Genre
	Caenidae	Espèce
Heteroptera		Genre
Coleoptera	Sauf Staphilinidae	Genre
	Staphilinidae	Famille
Diptera	Sauf Ceratopogonidae, Chironomidae, Psychodidae	Famille
	<i>Maruina</i> sp.	
	Ceratopogonidae, Chironomidae (Sauf Chironominae)	Sous-Famille
	Chironominae	Tribu
	Psychodidae <i>Maruina</i> sp.	Genre
Odonata		Espèce
Lepidoptera	Sauf Pyralidae	Ordre
	Pyralidae	Famille

I.1.5. Caractérisation de la qualité de l'eau

Au niveau de chaque station et durant chaque campagne de terrain, la température, le pH, la conductivité et l'oxygénation (mg/L et % de saturation) de l'eau ont été mesurés in situ à l'aide d'une sonde multi-paramètres, dans la veine centrale du chenal principal. Des prélèvements d'eau ont aussi été réalisés pour être analysés en laboratoire. 21 paramètres ont été mesurés par le Laboratoire Départemental d'Analyse (LDA) de la Martinique (cas des stations des réseaux RSR et RCS) ou le Laboratoire Santé Environnement Hygiène de Lyon (LSEHL-CARSO) (cas des stations du réseau complémentaire). Parmi eux, certains sont des descripteurs typiquement représentatifs du degré d'altération anthropique du milieu, alors que d'autres sont des descripteurs représentatifs de la géochimie-hydrochimie naturelle. Ces paramètres sont :

- le pH (potentiel Hydrogène) : ce paramètre est le reflet de la concentration d'une eau en ions H^+ . Il donne le degré d'acidité ou d'alcalinité d'une eau. Les eaux de rivière ont une valeur de pH propre en fonction du sous-sol du bassin versant. Le pH des eaux de rivières de Martinique est en général comprise entre 7 et 8, donc proche de la neutralité. Une mesure de pH différente de la valeur habituelle du cours d'eau peut être l'indice de l'arrivée d'une pollution, en général industrielle, en amont du point de mesure.
- la conductivité (exprimée en $\mu S/cm$) : la conductivité électrique exprime la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. L'eau très pure est un isolant qui oppose une grande résistance au passage de l'électricité, contrairement à une eau chargée en sels minéraux (calcium, magnésium, sodium, potassium) d'origine naturelle ou polluante. La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau. En Martinique, la conductivité peut être très faible dans la partie amont des cours d'eau : la valeur minimale mesurée pendant cette étude est de $50 \mu S/cm$ sur la station Gommier. La conductivité de l'eau peut-être aussi naturellement très élevée : la conductivité minimale mesurée sur la station Paquemar durant cette étude est de $2933 \mu S/cm$, en lien avec l'érosion des roches volcaniques du sous-sol.
- l'oxygène dissous (exprimé en mg/l d' O_2) : la présence d'oxygène dans l'eau est indispensable à la respiration des êtres vivants aérobies. La concentration en oxygène

dissous dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. L'oxygène de l'eau permet également le processus d'oxydation et de décomposition des matières organiques présentes dans l'eau, mais cette décomposition appauvrit le milieu aquatique en oxygène. Globalement, plus la concentration en oxygène dissous est proche de la saturation, plus la capacité de la rivière à absorber une pollution est grande.

- le taux de saturation en oxygène (exprimé en % O₂) : Il s'agit du pourcentage d'oxygène dissous réel présent dans l'eau par rapport au maximum possible d'oxygène soluble compte tenu de la température et de la pression atmosphérique.
- la turbidité (exprimée en NTU) : ce paramètre mesure l'aspect plus ou moins trouble de l'eau. La turbidité est causée par diverses matières particulières ou colloïdales composées de limon, d'argile, de composés organiques ou inorganiques ainsi que du plancton et d'autres micro-organismes. Les sources de matières particulières peuvent être d'origine naturelle (acides humiques, particules provenant de la dégradation des végétaux ou de l'érosion du sol) ou anthropique (rejets industriels, agricoles et urbains). Plus la turbidité est élevée, plus la pénétration de la lumière dans l'eau est limitée et moins la photosynthèse pourra avoir lieu. La turbidité influence ainsi directement la production primaire de l'écosystème.
- la teneur en Matières En Suspension (MES) (exprimée en mg/L) : ce paramètre mesure la teneur en matières fines minérales ou organiques insolubles dans l'eau, qui proviennent de rejets urbains, industriels et/ou agricoles ainsi que des phénomènes d'érosion des sols (en liaison avec les précipitations). La teneur en MES peut être représentative des usages agricoles et rendre compte, hors cas de crues et en cas de valeurs moyennes au site élevées, d'une altération anthropique liée à l'érosion. Les matières en suspension dégradent la qualité biologique des cours d'eau de différents manières. Leur effet néfaste est principalement mécanique : 1) une hausse des matières en suspension est généralement accompagnée d'une hausse de la turbidité qui réduit la transparence de l'eau et empêche la pénétration de la lumière, ce qui a pour effet de freiner la photosynthèse qui contribue à la croissance des plantes et à l'aération de l'eau ; 2) les MES ont aussi des effets mécaniques néfastes directs sur les communautés

biologiques par colmatage des habitats après décantation et par colmatage des branchies. Par ailleurs, leurs effets néfastes peuvent aussi être chimiques, puisque les MES constituent une matrice capable d'adsorber des substances polluantes. Transportées par le courant, elles participent alors au transfert des substances polluantes au sein des écosystèmes et entre écosystèmes, et peuvent constituer après décantation une réserve de pollution potentielle dans les sédiments.

- la DBO₅ (exprimée en mg d'O₂/L) : c'est l'un des descripteurs primordiaux pour marquer les altérations anthropiques, et notamment les rejets de matières organiques fortement biodisponibles et minéralisables. La Demande Biochimique en Oxygène représente la quantité d'oxygène utilisée par les bactéries pour décomposer partiellement ou totalement les matières organiques oxydables présentes dans l'eau, qui leur servent de source de carbone. Ce prélèvement d'oxygène se fait au détriment des autres organismes vivants du milieu aquatique. La DBO₅ est mesurée sur 5 jours sur 1L d'eau.
- la Demande Chimique en Oxygène (DCO) (exprimée en mg d'O₂/L) : elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader par voie chimique les composés organiques ou minéraux présents dans l'eau. Elle permet de mesurer la teneur en matières organiques totales, y compris celles qui ne sont pas dégradables par les bactéries. Ce paramètre permet ainsi de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques.
- l'azote Kjeldahl (NKJ, exprimé en mg N/L) : ce descripteur représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal. Les valeurs moyennes à élevées en NKJ sont synonymes de pollution organique et la minéralisation de cette matière organique excédentaire va provoquer un risque de déplétion en oxygène dans les hydrosystèmes.
- l'ammonium (exprimé en mg/L de NH₄⁺) : la présence d'ammonium dans les eaux traduit habituellement un processus de dégradation de la matière organique incomplet. Dans les eaux superficielles, il peut avoir pour origine naturelle la décomposition des déchets végétaux et animaux. L'ammonium se transformant assez rapidement en nitrates et nitrites par oxydation, sa teneur dans les eaux de surface est normalement faible (inférieure à 0,2 mg/l). Sa présence est à rapprocher des autres éléments azotés

identifiés dans l'eau (nitrites et nitrates). La présence d'ammonium en quantité relativement importante peut être l'indice d'une pollution d'origine anthropique (rejets d'eaux usées ou industriels).

- les nitrates (exprimés en $\text{mg NO}_3^-/\text{L}$) : forme la plus oxydée de l'azote minéral, ils sont issus de la minéralisation des matières organiques fermentescibles (type effluents organiques, rejets de STEP...). C'est pourquoi les nitrates constituent un indicateur indéniable d'altération anthropique, et sont trouvés en quantités non négligeables à l'aval des bassins versants. Des apports directs par l'activité agricole (apports fertilisants de nitrates, d'ammonitrate, ou d'apports organiques type fumier et lisier) contribuent aussi de façon importante aux quantités de nitrates relevées dans les cours d'eau.
- les nitrites (exprimés en $\text{mg NO}_2^-/\text{L}$) : ils sont une forme intermédiaire de l'azote entre l'ammonium et les nitrates, apparaissant lors de la dégradation des substances azotées par des bactéries. Ils peuvent être très toxiques pour les organismes vivants. Dans l'environnement, les concentrations de cette forme transitoire sont très rarement élevées. Pour la plupart de stations de l'étude, le taux de nitrites est inférieur à la limite de quantification. Cependant, certaines stations enregistrentLa station STEP du Vauclin, situé en aval d'une station d'épuration, a enregistré jusqu'à 12 mg/L de nitrites pendant l'étude.
- les orthophosphates (exprimés en $\text{mg PO}_4^{3-}/\text{L}$) : c'est la forme du phosphore la plus rapidement biodisponible dans les hydrosystèmes. Si les phosphates sont normalement présents et utiles à faible dose dans l'eau et les sols, leur excès est (avec celui des teneurs en nitrates) une des causes majeures de l'eutrophisation voire de dystrophisation de l'environnement. Ils proviennent des engrais agricoles, des lessives, des effluents d'élevage, d'industries agro-alimentaires ou de stations d'épuration.
- le phosphore total (exprimé en mg P/L) : ce paramètre reprend non seulement les orthophosphates mais également les polyphosphates (détergents, rejets industriels) et les phosphates organiques. Il mesure toutes les formes de phosphore dans l'eau, minérales ou organiques, liées aux matières en suspension ou dissoutes. En l'absence de d'anthropisation, le phosphore ne se trouve que dans les roches contenant des phosphates et son introduction dans l'eau se fait par l'érosion du sol et des roches. En

zone urbanisée ou agricole, une partie de l'érosion est aussi sous influence humaine. Le phosphore total peut être aussi associé aux pratiques agricoles de fertilisation, aux effluents (d'élevage, de stations d'épurations) et à l'usage de lessives.

- le potassium (exprimé en mg K^+ /L) : les concentrations naturelles en potassium sont très faibles dans les rivières (<5 mg/L) du fait de la faible solubilité des ions potassium présents dans les roches. Des augmentations discrètes des teneurs en potassium peuvent être observées avec l'usage d'engrais.
- le calcium et le magnésium (exprimés en mg/L de Ca^{2+} et Mg^{2+} , respectivement) : la concentration de ces éléments, en solution dans l'eau, est directement liée à la nature géologique du sous-sol. Ces éléments sont à l'origine de la dureté de l'eau.
- les bicarbonates (exprimés en mg HCO_3^- /L) : cette variable représentera les sites aux eaux carbonatées riches en hydrogénocarbonates ($H_2CO_3^-$ et HCO_3^-).
- les chlorures (exprimés en mg Cl^- /L) : ces ions sont présents à de faibles concentrations dans les eaux de surface. Ils peuvent signaler une influence marine à proximité du littoral. Ils peuvent aussi être localement présents dans des rejets d'origine anthropique (rejets d'industries agroalimentaires, d'industries chimiques...).
- le sodium (exprimé en mg Na^+ /L) : il signale essentiellement une influence marine sur les stations proches des embouchures. Il peut aussi être contenu dans des rejets anthropiques.
- les sulfates (exprimés en mg SO_4^{2-} /L) : ils peuvent être présents de façon naturelle dans les eaux (influence du volcanisme). On peut aussi en trouver des concentrations importantes dans des rejets anthropiques, notamment d'origine chimique et domestique, et ils signalent dans ce cas une altération.
- le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) (°F) : cette grandeur qui mesure le taux d'hydroxydes, de carbonates et de bicarbonates d'une eau permet d'évaluer l'agressivité d'une eau.

- le Titre Hydrotimétrique (TH) (°F) : c'est un indicateur de la minéralisation de l'eau, surtout proportionnel à la concentration en calcium et magnésium. Le titre hydrotimétrique des eaux naturelles augmente souvent avec l'éloignement de la source, l'eau se chargeant en sels minéraux.
- le taux de silice (exprimé en mg SiO₂/L) : la silice est abondante dans les roches volcaniques. De plus, la température élevée, l'intensité des pluies et les écoulements turbulents caractéristiques de la zone nord de la Martinique favorisent l'altération des roches affleurantes et enrichissent naturellement les cours d'eau en silicate dissous.

Les méthodes, normes et limites de quantification de chacun des paramètres analysés en laboratoire apparaissent dans le *Tableau 6*.

L'ensemble des résultats physico-chimiques est présenté en *ANNEXE 1*. La valeur moyenne de chacun des paramètres physico-chimique a été calculée à partir des résultats d'analyse des trois campagnes de prélèvements et pour chacune des stations de l'étude. Pour chaque catégorie de pression, la distribution des valeurs moyennes des stations est présentée pour chacun des paramètres physico-chimiques dans la *Figure 13*.

Tableau 6. Méthodes d'analyse, normes et limites de quantification pour chacun des paramètres de l'eau mesurés.

Paramètre	Unité	Norme	Limite de Quantification (LQ)	Méthode de mesure
DBO ₅	mg/l O ₂	NF EN 1899-2	0.5	Sans dilution
Demande Chimique en Oxygène	mg/l O ₂	NF T90-101	10	Potentiométrie
Carbone organique Total	mg/l C	NF EN 1484	0.2	Oxydation sulfochromique
Ammonium	mg/l NH ₄	NF T 90-015-2	0.05	Spectrophotométrie
Azote Kjeldahl	mg/l N	NF EN 25663	0.5	Méthode après minéralisation au sélénium
Nitrites	mg/l NO ₂ ⁻	NF EN ISO 13395	0.02	Analyse en flux et spectrométrie
Nitrates	mg/l NO ₃ ⁻	NF EN ISO 13395	0.1	Analyse en flux et spectrométrie
Orthophosphates	mg/l PO ₄ ³⁻	NF EN ISO 6878	0.06	Méthode spectrométrique
Phosphore total	mg/l	NF EN ISO 6878	0.06	Méthode spectrométrique
Matières en suspension	mg/l	NF EN 872	2	Gravimétrie après filtration
Turbidité	NTU	NF EN ISO 7027	0.2	Méthode néphélobimétrie
Calcium	mg/l Ca ²⁺	NF EN ISO 11885	0.5	Chromatographie ionique
Magnésium	mg/l Mg ²⁺	NF EN ISO 11885	0.1	Chromatographie ionique
Sodium	mg/l Na ⁺	NF T90-136 NF EN ISO 11885	1	Chromatographie ionique
Potassium	mg/l K ⁺	NF T90-136 NF EN ISO 11885	0.5	Chromatographie ionique
Chlorures	mg/l Cl ⁻	NF EN ISO 10304-1	0.1	Chromatographie ionique
Sulfates	mg/l SO ₄ ²⁻	NF EN ISO 10304-1	0.2	Chromatographie ionique
Bicarbonates	mg/l HCO ₃ ⁻	NF T90-036	0.5	Potentiométrie
TAC	d°F	NF T90-036	0.1	Potentiométrie
TH	d°F	NF T 90-003	0.5	Méthode titrimétrique à l'EDTA
SiO ₂	mg/l SiO ₂	NF T90-007	1	Méthode colorimétrique

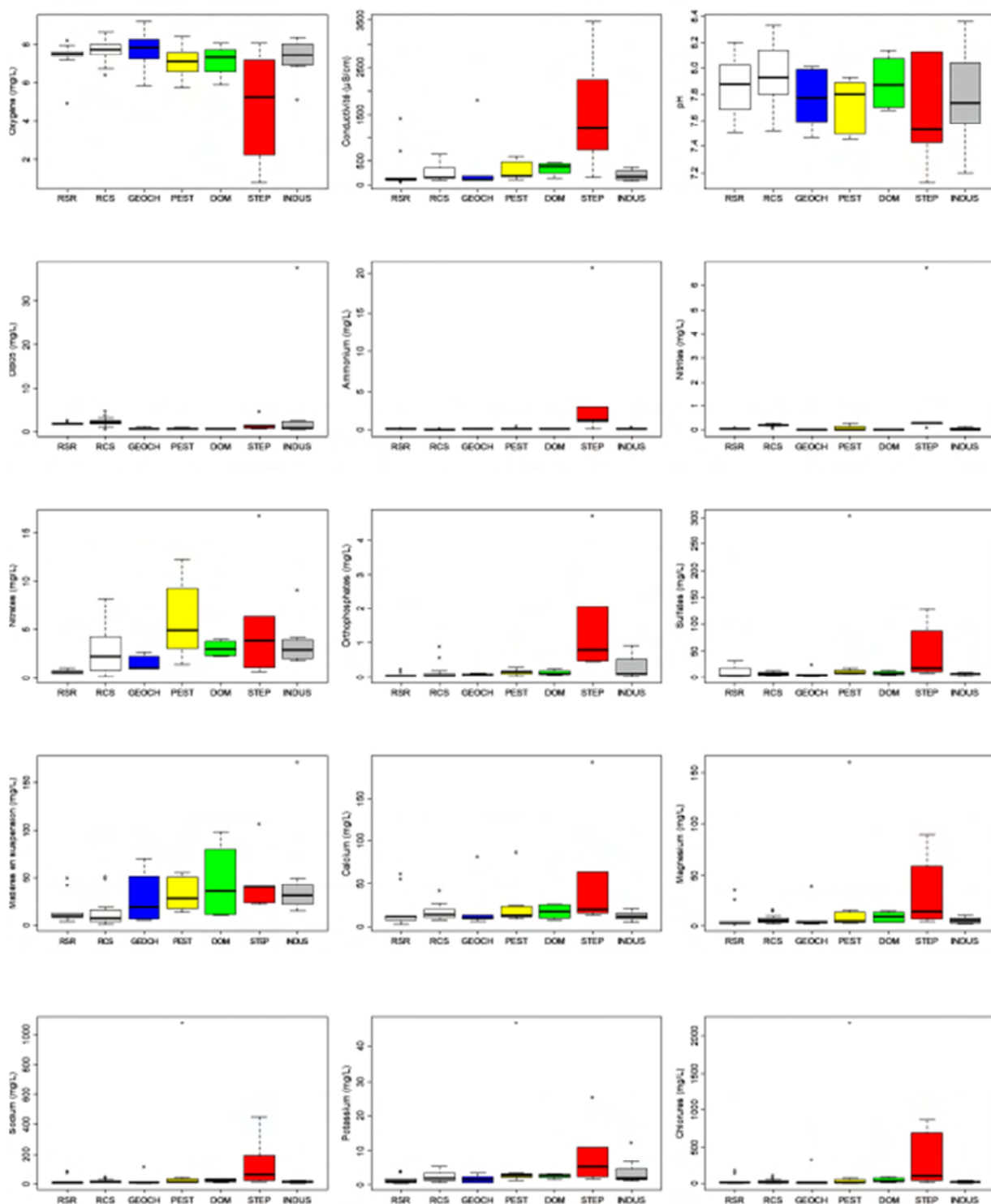


Figure 13. Distributions des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques calculées sur les données de carême 2010, hivernage 2010 et carême 2011 et pour chaque catégorie de pression. RSR : réseau de sites de référence ; RCS : réseau de contrôle de surveillance ; GEOCH : sites à géochimie particulière ; PEST : réseau pesticide ; DOM : pollution domestique diffuse ; STEP : station d'épuration ; INDUS : pollution industrielle.

I.1.6. Données topographiques et occupation des sols

Un Système d'Information Géographique (SIG, ESRI ArcGIS 10) a été utilisé afin de déterminer l'altitude (m) de chacune des stations, sa distance à la source (m), ainsi que la pente moyenne (%) sur la station et le numéro d'ordre (classification de Strahler) de la rivière concernée.

Aussi, l'occupation des sols sur les bassins versants des cours d'eau au niveau de chacune des stations a été déterminée. Trois variables de couverture/terrains ont été extraites pour chaque station :

- le pourcentage de terres recouvertes par la forêt (zones occupées par des forêts de feuillus, milieux à végétation arbustive et/ou herbacée) ;
- le pourcentage de terres urbanisées (zones industrielles ou commerciales et réseaux de communications ; espaces verts artificialisés, non agricoles) ;
- le pourcentage de terres agricoles (terres arables, cultures permanentes et prairies).

Ces pourcentages ont été estimés sur un corridor riverain (zone tampon) de 1000 m de long et de 100 m de large, situé immédiatement en amont de la station (voir Compin et Cereghino (2007) pour les détails méthodologiques et théoriques). Les informations numériques d'occupation des sols ont été extraites de la base de données européenne Corine Land Cover pour la Martinique (Ministère français de l'Ecologie, voir aussi Cruickshank et Tomlison (1996)). Cette base de données est obtenue par photo-interprétation humaine d'images satellites orthorectifiées d'une précision de 20 mètres. Elle fournit des couches cartographiques thématiques SIG, en particulier 24 classes d'occupation du sol avec une cartographie à l'échelle de 1/100 000.

L'ensemble des données est présenté dans le tableau suivant :

Tableau 7. Données topographiques et occupation des sols sur les bassins versants des sites d'études (données Corine Land Cover 2012).

Station	Cours d'eau	Code station	Numéro Ordre	Distance à la source	Altitude	Pente Moyenne	Surfaces urbanisées	Surfaces agricoles	Forêts	Surfaces en eau
Source Pierrot	Rivière du Carbet	CAR	1	111	353	20.1	0	0	100	0
Paquemar	Rivière paquemar	PAQ	1	417	39	12.4	0	22	78	0
Aval Eloigné GCS	Rivière Grande Case	GCSav	1	1016	20	4.2	0	0	100	0
STEP Vauclin	Rivière Grande Case	GCS	1	422	51	5.6	0	78	22	0
Absalon	Ravine Absalon	ABS	2	1567	362	20.4	0	0	100	0
Deux Choux	Rivière du Carbet	CAD	2	474	573	12.9	0	0	100	0
Ravine Fond Henry STEP	Ravine de Fond Henry	FHS	2	2631	6	3.8	16	0	84	0
Desroses	Rivière Desroses	DES	2	1235	20	4.4	17	35	48	0
Volcart	Rivière Madame Marie	MAV	2	3057	61	5.7	14	41	45	0
Amont confluence Pirogue	Rivière Petit Nicolas	LOP	3	2486	348	13.3	0	0	100	0
Tunnel Didier	Rivière Case-Navire	CAN	3	6687	211	16.5	0	0	100	0
Couleuvre	Rivière Anse Couleuvre	COC	3	2230	19	9.8	0	0	100	0
Pont RN1	Rivière Rouge	ROR	3	6366	18	4.5	6	94	0	0
Bourg Basse Pointe Pont RN1	Rivière de Basse-Pointe	BPB	3	9709	20	10.2	36	10	54	0
La Tracée STEP	Rivière La Tracée	LTS	3	676	149	5.9	0	26	74	0
Fond Lahaye STEP	Rivière Fond Lahaye	FLS	3	3882	18	5.2	0	62	38	0
Abattoir de volailles	Rivière Deux Courants	DCA	3	1772	12	1.5	0	85	15	0
Porcherie SOPODA	Rivière François	FRP	3	2005	321	12.3	0	6	94	0
Amont confluence Ferré	Rivière Madame	ROX	3	3026	396	9.6	0	0	100	0
Quartier Propreté	Rivière Capot	PRO	3	2614	359	2.3	0	90	10	0
BPB amont	Rivière de Basse-Pointe	BPBam	3	7290	150	10.0	0	4	96	0
Baudelle	Petite Rivière Pilote	PPB	3	1754	81	4.4	34	15	51	0
RD10 Habitation Céron	Rivière de l'Anse Céron	ACR	4	5251	39	4.9	0	0	100	0
Pont RD24 St-Marie	Rivière de Bezaudin	BER	4	8705	12	4.5	4	96	0	0
Pont Belle-Ile	Rivière Petite Lézarde	PLB	4	9162	56	1.9	0	47	53	0
Brasserie Lorraine	Petite Rivière	PRB	4	9349	10	0.3	0	100	0	0
Pont de Chaîne	Rivière Madame	MAC	4	9690	11	2.0	100	0	0	0
Dormante	Rivière Oman	OMD	4	5825	5	2.3	0	33	67	0
Palourde	Rivière Lézarde	PAL	4	3545	243	4.5	0	48	52	0
Pont de Montgérald	Rivière Case-Navire	MOM	4	12540	7	2.9	41	0	59	0
Case Navire (bourg Schoelcher)	Rivière Case-Navire	CBN	4	12538	7	2.8	41	0	59	0
Amont Habitation Céron	Rivière de l'Anse Céron	CER	4	5144	43	7.0	0	0	100	0
Trace des Jésuites	Rivière du Lorrain	LOR	4	4297	304	10.8	0	0	100	0
Gommier	Rivière du Galion	GAL	4	3205	304	14.0	0	27	73	0
Palourde	Rivière Lézarde	PAL	4	3545	243	4.5	0	48	52	0
Pont RD5 La Broue	Rivière du Vauclin	VAU	4	4438	21	1.5	0	100	0	0
Beaugard	Grande Rivière Pilote	PIL	4	2155	32	6.4	0	80	20	0
Pont de l'Alma	Rivière Blanche	BLA	4	2967	452	15.3	0	0	100	0
Pocquet Pont RN1	Rivière Pocquet	POR	4	9149	25	11.0	0	32	68	0

Station	Cours d'eau	Code station	Numéro Ordre	Distance à la source	Altitude	Pente Moyenne	Surfaces urbanisées	Surfaces agricoles	Forêts	Surfaces en eau
Deux Courants pont Séraphin	Rivière Deux Courants	DCS	4	4484	5	0.5	27	73	0	0
Fontane	Rivière du Simon	SIF	4	1558	12	1.6	18	80	2	0
Fond St Jacques	Rivière Saint-Jacques	SJF	4	6041	26	2.6	45	55	0	0
Deynel Confiturerie	Rivière la Tracée	TRD	4	2957	97	5.3	0	100	0	0
Longvilliers Station Total	Rivière du Longvilliers	LOT	4	8264	10	3.0	9	91	0	0
Distillerie La Mauny	Petite Rivière Pilote	PPM	4	3765	39	1.8	0	81	19	0
Distillerie Depaz	Rivière Roxelane	ROD	4	7117	63	6.6	0	88	12	0
Pont Massel	Rivière Massel	MAP	4	1526	25	3.4	0	51	49	0
Aval brasserie Lorraine	Petite Rivière	PRBav	4	9515	10	0.6	0	100	0	0
Pont Madeleine	Petite Rivière Pilote	PPP	4	6065	9	4.8	0	65	35	0
Amont stade Grand'Rivière	Grande Rivière	GRS	5	7035	39	7.3	0	0	100	0
St-Pierre (ancien pont)	Rivière Roxelane	ROS	5	8757	5	1.2	42	54	3	0
Pr AEP-Vivé Capot	Rivière Capot	CAV	5	18711	56	5.4	0	0	100	0
Fond Baise	Rivière du Carbet	CAF	5	11822	27	3.4	0	0	96	4
Petit Bourg	Rivière les Coulisses	COP	5	9813	5	0.1	2	98	0	0
Séguineau	Rivière du Lorrain	LOS	5	17070	14	3.4	0	70	30	0
Aval bourg Rivière Pilote	Grande Rivière Pilote	PIB	5	10182	1	1.5	34	54	13	0
Trou Diabliesse	Grande Rivière	GRD	5	6570	49	9.1	0	0	100	0
Pont McIntosh	Rivière Capot	CAM	5	8361	318	2.8	0	81	19	0
STEP Carbet	Rivière du Carbet	CAS	5	13215	4	3.1	10	0	11	79
Siapoc Peintures	Rivière du Galion	GAS	5	15353	50	1.5	24	51	25	0
Décharge Le Poteau	Rivière Capot	CAP	5	20473	25	0.9	0	82	18	0
Feral	Rivière les Coulisses	COF	5	8798	5	0.3	0	100	0	0
Amont Bourg Rivière Pilote	Grande Rivière Pilote	PIBam	5	8085	5	3.1	0	87	13	0
Gué de la Désirade	Rivière Lézarde	LEG	6	20849	29	7.4	0	100	0	0
Pont RN1	Rivière Lézarde	LEP	6	29459	10	0.1	10	11	79	0
Grand Galion	Rivière du Galion	GAG	6	20143	7	1.6	0	100	0	0

I.2. Etude des réseaux trophiques

I.2.1. La zone d'étude - Présentation générale de la Guadeloupe¹

La Guadeloupe est un archipel volcanique situé dans l'arc des Petites Antilles entre l'Océan Atlantique à l'Est et la mer des Caraïbes à l'Ouest, à 16°15' de latitude Nord et 61°35' de longitude Ouest (*Figure 14*). Cet archipel se compose de la Grande-Terre et la Basse-Terre formant la Guadeloupe proprement dite. Plusieurs terres voisines, Marie-Galante, l'archipel des Saintes (Terre-de-Haut et Terre-de-Bas) et La Désirade sont rattachées administrativement à ce territoire.



*Figure 14. Localisation de la Guadeloupe dans les Antilles
(www.martinique-nature.com).*

¹ L'étude a été menée sur l'île de Guadeloupe pour des raisons purement contractuelles et non scientifiques. Toutefois, les rivières de l'île de Basse-Terre en Guadeloupe partagent beaucoup de caractéristiques communes avec celles de Martinique, notamment en ce qui concerne la physico-chimie de l'eau, les caractéristiques hydromorphologiques, les caractéristiques et composition des communautés de macroinvertébrés benthiques (cf. chapitre II) et la nature et l'intensité des pressions anthropiques. Les résultats et conclusions de l'étude seront donc facilement extrapolables à l'île de la Martinique. Cette « délocalisation » de la zone d'étude n'enlève donc en rien de la pertinence à l'étude.

La Guadeloupe est située à 130 km seulement au Nord de la Martinique. Elle partage des caractéristiques communes avec la Martinique, à savoir notamment un climat tropical humide rythmé par deux saisons principales (une saison sèche appelée « carême » pendant laquelle l'ensoleillement est important et les pluies peu abondantes, et une saison des pluies appelée « hivernage » pendant laquelle les pluies sont fréquentes et abondantes et le risque cyclonique important).

À cette variabilité temporelle s'ajoute une forte disparité géographique des précipitations, liée à l'hétérogénéité du relief (*Figure 15*). Les faibles reliefs de la Grande-Terre, plateau sédimentaire qui abrite la plus grande partie de la population, s'opposent aux reliefs montagneux et volcaniques de la Basse-Terre (848 km²), qui culminent à 1467 mètres au volcan de la Soufrière, toujours en activité. La chaîne volcanique de la Basse-Terre arrête les masses d'air océaniques chargées d'humidité, qui déversent alors la quasi-totalité de l'eau qu'elles contiennent sur la Basse-Terre, au détriment de la Grande-Terre qualifiée d'île sèche. La moyenne annuelle des précipitations varie de moins de 1000 mm sur la côte est de la Grande-Terre à plus de 10000 mm sur le massif de la Soufrière (Cabaussel, 1982). En conséquence, un réseau hydrographique dense et pérenne se concentre sur l'île de Basse-Terre autour de la chaîne de montagne, alors que la Grande-Terre n'est drainée que par des ravines non-pérennes (*Figure 16*). Tous les sites d'étude (10 sites) seront alors localisés sur l'île de Basse-Terre.

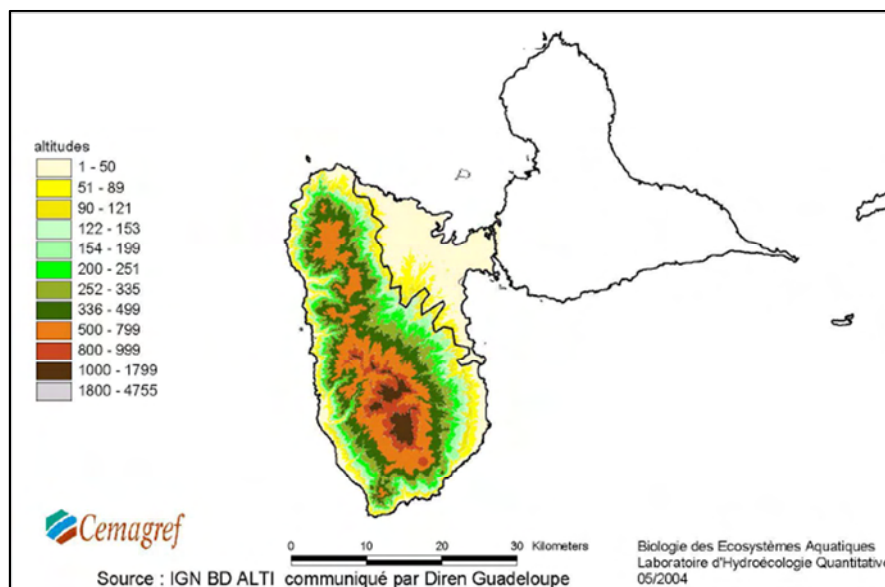


Figure 15. Carte des altitudes de la Guadeloupe (Wasson et al., 2004).



Figure 16. Carte du réseau hydrographique de la Guadeloupe (Hostache, 1992).

En plus du réseau hydrographique, les différences topographiques et les conditions climatiques configurent aussi l'occupation du sol et les pratiques agricoles. Tandis que la Grande-Terre est l'île la plus urbanisée, l'essentiel du massif montagneux de la Basse-Terre est recouvert par la forêt tropicale, et la population s'y concentre sur le littoral. La Grande-Terre et les zones de basse et moyenne altitudes de la Basse-Terre sont consacrées à l'agriculture, activité majeure de l'île. Comme en Martinique, trois grands types de cultures y sont pratiqués : la banane, la canne à sucre, et le maraîchage (melons, tomates, concombres, salades, ignames, ananas...). Le territoire guadeloupéen peut-être divisé en deux zones de pratiques culturelles dominantes : le sud de la Basse-Terre, dominé par les bananeraies, et l'ensemble de la Grande-Terre et du nord la Basse-Terre, dominé par la canne à sucre et le maraîchage.

I.2.2. Propriétés générales des isotopes stables

Les isotopes sont différentes formes d'un élément chimique qui possèdent le même nombre de protons et d'électrons mais qui diffèrent par leur nombre de neutrons, et donc par leur masse atomique. On distingue alors les isotopes légers des isotopes lourds.

On distingue aussi les isotopes stables des isotopes radioactifs. Les isotopes dits stables conservent dans le temps une configuration constante, alors que les isotopes radioactifs se désintègrent au cours du temps en émettant divers types de particules, parce que leurs neutrons supplémentaires leur confèrent une instabilité énergétique. Les formes radioactives et stables peuvent coexister pour un même élément.

Les principaux éléments qui constituent la matière organique (le carbone, l'azote, l'oxygène, l'hydrogène,...), comme tous les autres éléments chimiques, existent sous plusieurs formes isotopiques stables. Par exemple, le carbone possède deux isotopes stables présents dans la nature : l'isotope léger ^{12}C et l'isotope lourd ^{13}C . L'azote possède aussi deux isotopes stables : l'isotope léger ^{14}N et l'isotope lourd ^{15}N . Sur Terre, les abondances naturelles relatives des isotopes stables sont globalement constantes : l'isotope léger ^{12}C est le plus abondant et représente 98,9 % du carbone terrestre alors que l'isotope lourd ^{13}C , plus rare, en forme 1,1 %. L'azote possède également deux formes stables : l'isotope léger et abondant ^{14}N (99,6 %) et l'isotope lourd ^{15}N , beaucoup plus rare (0,4 %).

Toutefois, les abondances naturelles varient entre les différents compartiments de la biosphère (air, matière animale, végétale, minérale) et aussi selon les niveaux des chaînes trophiques. L'écart de masse entre les isotopes légers et lourds confère aux atomes et aux molécules qu'ils constituent des propriétés physico-chimiques sensiblement différentes, qui résultent principalement de la vitesse de diffusion et de l'énergie de dissociation des molécules. Les isotopes légers ont une vitesse de diffusion et de réactivité supérieure à celle des isotopes lourds. Lors des réactions chimiques, les liaisons établies par l'isotope léger sont plus aisément et plus rapidement brisées que celles faisant intervenir l'isotope lourd. Les molécules contenant les isotopes légers sont donc plus réactives que celles contenant l'isotope lourd. Un fractionnement isotopique s'opère alors entre les isotopes légers et les isotopes lourds au cours des réactions physiques, chimiques et biochimiques : les isotopes légers rejoignent préférentiellement le produit des réactions tandis que les isotopes lourds restent dans le substrat et l'enrichissent. Le rapport isotopique R d'un échantillon sert à décrire et à

mesurer ces phénomènes de répartition différentielle des isotopes. Il est calculé pour un élément donné tel que :

$$R = \frac{\text{Abondance isotope lourd}}{\text{Abondance isotope léger}}$$

Les variations d'abondances isotopiques naturelles sont très faibles et dépassent rarement quelques millièmes. Dans la majorité des études, on préfère alors exprimer la composition isotopique d'un échantillon de façon conventionnelle grâce au delta isotopique (δ) qui exprime la différence de rapport isotopique entre l'échantillon et une référence de valeur connue (matériel de composition isotopique connue par calibration sur le standard international), selon la formule suivante :

$$\delta (\text{‰}) = \left(\frac{R_{\text{ech}} - R_{\text{std}}}{R_{\text{std}}} \right) \times 1000$$

où R_{ech} et R_{std} sont respectivement les rapports isotopiques de l'échantillon à mesurer et de l'échantillon standard. La référence internationale utilisée pour le carbone est un fossile calcaire, la Pee Dee Bélemnite (PDB, rostre de Bélemnite). Le standard international pour l'azote est l'azote atmosphérique N_2 . Par convention, les standards internationaux valent 0‰.

Transposé à l'exemple du carbone, on obtient la formule suivante :

$$\delta^{13}\text{C} = \left(\frac{\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \text{ ech} - \frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \text{ std}}{\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \text{ std}} \right) \times 1000$$

Il est possible de déterminer les abondances isotopiques, encore appelées signatures isotopiques, d'échantillons de matière prélevés dans la nature. Le δ de l'échantillon indiquera un appauvrissement (valeurs négatives) ou un enrichissement (valeurs positives) en isotopes lourds de l'échantillon par rapport à la référence.

Au cours des dernières décennies, les isotopes stables sont devenus des outils d'investigation courants en écologie, apportant des informations complémentaires aux approches traditionnelles. Les applications à l'écologie sont nombreuses et variées, puisqu'elles concernent la détermination de la place trophique aux échelles communautaires, intra-populationnelles ou inter-populationnelles, la recherche des mécanismes de bioaccumulation des polluants, la détermination de l'origine et la discrimination entre les

différents stocks d'une même espèce ou encore le suivi des migrations. Ces applications reposent d'une part sur l'existence de distinctions isotopiques environnementales naturelles ou anthropiques, et d'autre part sur la relation entre la signature isotopique de la faune et celle de son alimentation ou de son environnement aquatique. C'est l'utilisation des isotopes stables dans l'étude des réseaux trophiques qui nous intéresse davantage et qui sera développée, après présentation de la méthode de mesure des signatures isotopiques dans la section suivante.

I.2.3. Mesure des rapports isotopiques d'échantillons biologiques

Dans le cas des macroinvertébrés benthiques, les échantillons biologiques sont composés des animaux entiers lorsqu'il s'agit d'animaux de petite taille. Ils sont débarrassés si besoin de leurs fourreaux minéraux ou végétaux (pour le cas des Trichoptères) qui pourraient influencer les signatures isotopiques. Jardine *et al.* (2005) ont démontré que le contenu du tube digestif des macroinvertébrés benthiques analysés dans leur entier n'avait pas d'influence sur leurs signatures isotopiques, et que l'élimination de leur tube digestif (fastidieuse) n'est pas nécessaire. Par contre, les macroinvertébrés de taille plus importante sont disséqués vivants pour éliminer les parties de l'animal (tube digestif, parties minérales) qui pourraient influencer les signatures isotopiques. En ce qui concerne les mollusques, la coquille calcaire, l'opercule (corné ou calcaire) et le tube digestif sont éliminés de manière à ne conserver que le pied musculéux. Dans le cas des crevettes, c'est le muscle caudal qui est conservé. Le muscle est représentatif de l'individu entier (Peterson et Fry, 1987) et fournit, comme lui, un signal intégratif de l'alimentation sur le long terme (Dufour et Gerdeaux, 2001).

Après rinçage à l'eau distillée et séchage à l'étuve pendant 48h à 60°C, les échantillons sont réduits en poudre fine dans un broyeur à billes. Un échantillon homogène de poudre de 0,2 mg environ est pesé et enfermé dans une capsule en étain pour réaliser les analyses isotopiques. Les rapports isotopiques des isotopes stables du carbone et de l'azote d'un échantillon sont mesurés ensuite à l'aide d'un spectromètre de masse de rapport isotopique à flux continu, couplé à un analyseur élémentaire.

Le protocole d'analyse comporte deux étapes successives, détaillées et illustrées ci-après (*Figure 17*). La première étape, réalisée par l'analyseur élémentaire, consiste à transformer l'échantillon organique solide en gaz purs (CO_2 , N_2) et à déterminer sa concentration en carbone et en azote. Cette transformation solide-gaz est faite par combustion oxydante complète (minéralisation complète) de l'échantillon à 1800°C . Les produits gazeux de la combustion sont ensuite séparés par chromatographie, et passent dans un détecteur de conductivité thermique qui génère un signal électrique proportionnel à la concentration en azote et carbone présents. L'analyse des standards, selon le même mode opératoire, permet de calibrer l'analyseur et de quantifier le contenu en azote et carbone d'un échantillon de composition inconnue. Ces teneurs élémentaires sont exprimées en pourcentage de l'élément considéré (C ou N) par rapport au poids sec total de l'échantillon (% PS).

La seconde étape est réalisée par le spectromètre de masse isotopique, qui mesure le rapport isotopique ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ et $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ par exemple) des gaz purs et les compare à ceux des gaz de référence (étalonné par rapport au standard international). A la sortie de l'analyseur élémentaire, le dioxyde de carbone (CO_2) et le diazote (N_2) sont transportés par un flux d'hélium dans le spectromètre de masse isotopique où ils seront bombardés par des électrons. Les molécules qui le composent sont alors ionisées, concentrées pour former un rayon, puis accélérées à travers un champ électromagnétique. Les ions formés parcourent des trajectoires distinctes dont le rayon de courbure est déterminé par leur masse. Ils sont ainsi séparés et terminent leurs courses dans des collecteurs réglés pour récupérer les différentes masses molaires (44, 45 et 46 pour le CO_2 ou 28, 29 et 30 pour le N_2). Un amplificateur relié aux collecteurs amplifie les signaux électriques qui dépendent de la quantité d'ions collectés. Ces signaux sont traités par un ordinateur et les rapports de masses isotopiques (45/44 et 46/44 pour le CO_2 , 29/28 et 30/28 pour le N_2) sont déterminés et comparés à ceux des gaz de référence. La précision de mesure est de 0,2 %.

Nous avons prélevé et identifié les invertébrés *in situ* puis ceux-ci ont été immédiatement séchés à l'étuve (60°C , 48h) au Laboratoire de Biologie marine de l'Université Antilles-Guyane (Pointe-à-Pitre). Le broyage et la pesée des échantillons, puis les mesures isotopiques ont été réalisées par le laboratoire « Stable Isotope Facility » (SIF) de l'Université de Californie (Davis, USA).

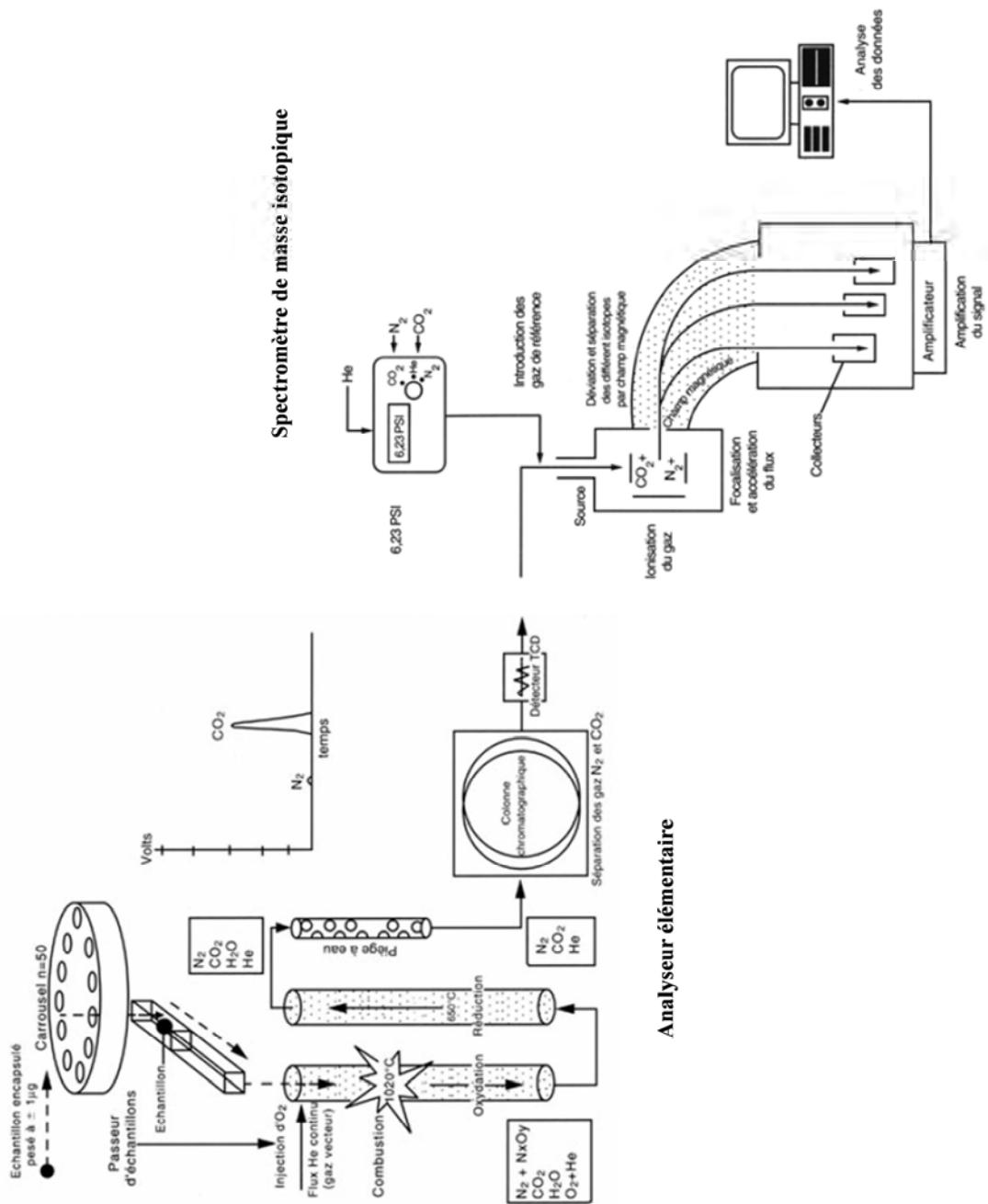


Figure 17. Principe de mesure des isotopes stables, réalisée par un analyseur élémentaire couplé à un spectromètre de masse de ratios isotopiques (d'après Deléens et al., 1997).

I.2.4. Utilisation des isotopes stables pour l'étude des réseaux trophiques

I.2.4.1. Avantages des isotopes stables par rapport aux méthodes traditionnelles

Les interactions trophiques ont longtemps été étudiées par l'observation des comportements alimentaires ou encore par l'analyse du contenu stomacal des consommateurs. L'analyse du contenu stomacal est une méthode fastidieuse dont les résultats dépendent énormément des compétences du chercheur dans la détermination des proies en cours de digestion, qui peut être particulièrement compliquée lorsqu'il s'agit de proies à corps mous faciles à digérer. L'analyse des contenus stomacaux a aussi pour défauts de ne donner qu'un instantané du régime alimentaire (proies ingérées quelques heures avant le prélèvement) et de considérer tout le matériel ingéré et non pas seulement celui qui est assimilé.

Contrairement à l'analyse classique des contenus stomacaux, l'analyse des compositions isotopiques naturelles d'un organisme présente l'avantage de fournir une mesure représentative de la nourriture réellement assimilée, qui plus est sur une période prolongée. Aussi, les compositions isotopiques pouvant être mesurées à partir de très petits échantillons (0,2 mg environ), cette méthode s'avère être particulièrement intéressante dans le cas de l'étude des réseaux trophiques des Antilles françaises compte tenu des faibles densités (Bernadet *et al.*, 2012) et de la très petite taille des macroinvertébrés benthiques (particularité liée au milieu tropical insulaire). Le traçage isotopique naturel s'avère donc être un outil puissant dans l'étude des réseaux trophiques (Peterson et Fry, 1987 ; Jepsen et Winemiller, 2007). L'analyse des isotopes stables peut toutefois présenter des limites, puisque des variations de signal isotopique s'avèrent parfois difficiles à interpréter, ou des niveaux trophiques difficiles à séparer.

1.2.4.2. Reconstitution des réseaux trophiques

Il est possible, à partir des signatures ou rapports isotopiques mesurés, de reconstituer un réseau trophique. La reconstitution du réseau se base sur la relation qui existe entre les signatures isotopiques des consommateurs et de leur nourriture. La consommation d'une nourriture (proie éventuellement) par un consommateur correspond à un transfert d'énergie de la source de nourriture vers le consommateur, qui s'accompagne d'un fractionnement isotopique. Les signatures isotopiques mesurées chez un consommateur sont donc égales à celles de son alimentation, à un facteur de fractionnement près : « You are what you eat (plus a few per mil) » (De Niro et Epstein, 1976).

Les taux de fractionnement sont variables en fonction de l'isotope considéré. Ils sont estimés en moyenne à 1‰ pour le carbone et à 3,3‰ pour l'azote (De Niro et Epstein, 1978 ; Post, 2002). Autrement dit, le rapport isotopique du carbone subit un enrichissement de 1‰ à chaque niveau trophique. Dans le cas du carbone, le fractionnement peut s'expliquer par exemple par la perte de ^{12}C lors de la respiration (le CO_2 est pauvre en ^{13}C), ou encore par un prélèvement principal de ^{13}C lors de la digestion ou de l'assimilation. Le taux de fractionnement étant faible pour le carbone, la signature isotopique carbonée d'un consommateur sera très proche de celle de son alimentation. En comparant la signature isotopique d'un consommateur aux signatures des sources de matières organiques potentielles, on peut donc déterminer de quelles sources de matières organiques il dépend (*Figure 18*).

Pour l'azote, l'enrichissement s'explique principalement par l'utilisation de ^{15}N lors de la synthèse des acides aminés et par l'excrétion de déchets azotés composés majoritairement de ^{14}N . L'enrichissement en ^{15}N est graduel à chaque niveau trophique. En comparant la signature isotopique azotée d'un organisme à celle d'une « ligne de base » (producteurs primaires ou consommateurs primaires), il est donc possible de déterminer son niveau trophique (*Figure 18*).

Finalement, l'utilisation des deux traceurs isotopiques (carbone et azote) fournit deux informations différentes : la source de carbone et le niveau trophique. Les signatures isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ de chaque organisme doivent être couplées pour schématiser un réseau trophique dans un espace à deux dimensions (graphe $\delta^{15}\text{N}$ versus $\delta^{13}\text{C}$) où chaque organisme est représenté par un point de coordonnées ($\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$) (*Figure 18*).

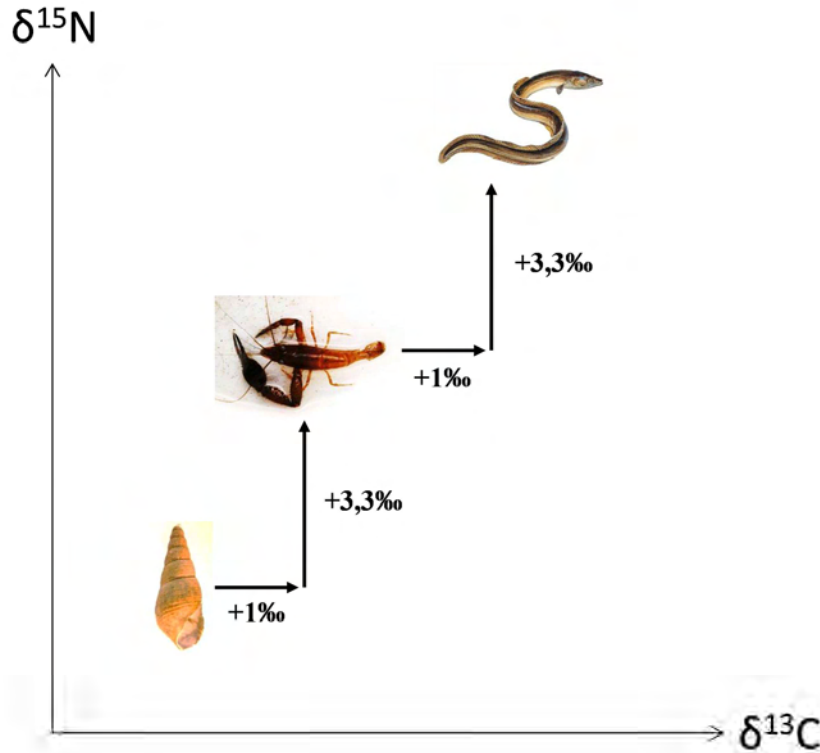


Figure 18. Reconstitution d'une chaîne trophique simplifiée à partir des signatures isotopiques et grâce aux taux de fractionnement des isotopes stables du carbone et de l'azote, à travers un graphe $\delta^{15}\text{N}$ versus $\delta^{13}\text{C}$.

En réalité, les valeurs de fractionnement isotopiques ne sont pas toujours considérées comme égales à 1‰ pour le carbone et à 3,3‰ pour l'azote, puisque plusieurs facteurs peuvent faire varier les taux de fractionnement. Par exemple, McCutchan *et al.* (2003) ont déterminé que le fractionnement pour les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ de petits organismes analysés entiers (tels que les insectes aquatiques) est égal à $0,3 \pm 0,14\%$, alors qu'il est égal à $1,3 \pm 0,3\%$ lorsque le muscle seulement est considéré (McCutchan *et al.*, 2003). Pour l'azote, les taux de fractionnement isotopiques peuvent varier considérablement selon la teneur en protéines de la nourriture (McCutchan, 1999 ; Post 2002), mais pas systématiquement (McCutchan *et al.*, 2003). Aussi, McCutchan *et al.* (2003) suggère de considérer un fractionnement de $1,4 \pm 0,2\%$, donc bien inférieur à la valeur moyenne de 3,3‰, lorsqu'on considère des consommateurs se nourrissant d'invertébrés (moins riches en protéines que des vertébrés), ou encore un taux de $2,2 \pm 0,3$ pour des consommateurs se nourrissant d'algues et de plantes (McCutchan *et al.*, 2003).

Les variations des valeurs de fractionnement isotopiques, des signatures des sources de nourriture ou encore entre les signatures d'individus d'une même population peuvent compliquer l'interprétation des interactions trophiques (DeNiro et Epstein 1978). Toutefois, la technique d'analyse des isotopes stables s'est rapidement répandue au cours des dernières décennies pour reconstituer les réseaux trophiques, et elle est aujourd'hui utilisée pour tous les types d'écosystèmes : terrestres, marins, lotiques, lacustres, mangroves, etc. (Cabana et Rasmussen, 1994 ; Finlay, 2001 ; Jardine *et al.*, 2003 ; Abrantes et Sheaves, 2009 ; Miller *et al.*, 2010).

Après avoir reconstitué le réseau trophique, les signatures isotopiques peuvent également être utilisées pour déterminer (calculer) dans quelles proportions le consommateur utilise les différentes sources de nourriture disponibles dans son milieu. Pour cela, des modèles de mélanges (ou « mixing models ») prenant en compte plusieurs sources sont établis. Ils se basent sur le fait que les mesures isotopiques observées résultent d'un mélange, soit des sources de matières organiques (producteurs primaires), soit de différentes proies. Il existe plusieurs types de modèles, l'un des plus utilisés étant le modèle IsoSource® de Phillips et Gregg (2001).

La condition à respecter pour utiliser la méthode isotopique comme outil de détermination du régime alimentaire d'un animal est que toutes les sources de nourriture qu'il exploite aient des signatures isotopiques distinctes. Dans le cas contraire, l'interprétation des résultats s'avère délicate et nécessite d'être complémentée par des analyses classiques.

1.2.4.3. Indices descriptifs des réseaux trophiques

Une autre approche basée sur l'analyse des signatures isotopiques de tout ou partie des espèces qui composent une communauté (ou un habitat particulier) permet de fournir une vision différente et globale du fonctionnement d'un système. La signature isotopique d'un individu étant le résultat de l'ensemble des interactions trophiques qui impliquent cet individu, les signatures isotopiques ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) d'un individu sont utilisées dans cette approche pour déterminer la niche trophique d'une espèce. Autrement dit, la niche isotopique est vue comme un proxy de la niche trophique (Newsome *et al.*, 2007). Des descripteurs des niches isotopiques apportent alors des informations sur le fonctionnement du système.

Layman *et al.* (2007) ont proposé six métriques descriptives de la structure et de la diversité trophique de la niche isotopique. Les quatre premières métriques sont basées sur des mesures de l'aire globale occupée par les organismes dans l'espace isotopique $\delta^{15}\text{N}$ versus $\delta^{13}\text{C}$. Ces métriques, explicitées graphiquement dans la *Figure 19*, sont les suivantes :

- la gamme de $\delta^{15}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$ range, NR) : distance entre l'espèce la plus enrichie et l'espèce la plus appauvrie en $\delta^{15}\text{N}$. NR apporte une information sur la structure verticale de la communauté et sur le nombre de niveaux trophiques ;
- la gamme de $\delta^{13}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}$ range, CR) : distance entre l'espèce la plus enrichie et l'espèce la plus appauvrie en $\delta^{13}\text{C}$. Des valeurs élevées de CR sont plutôt caractéristiques de réseaux trophiques où les ressources de base sont multiples. Une augmentation de cet indicateur pourra par exemple être le reflet de l'utilisation d'une nouvelle source de matière organique avec un $\delta^{13}\text{C}$ différent de celui des sources initialement présentes dans l'écosystème ;
- l'aire totale de la niche (*Total Area*, TA) : aire de la forme géométrique incluant toutes les espèces de l'espace isotopique $\delta^{15}\text{N}$ versus $\delta^{13}\text{C}$. TA représente la totalité de l'espace trophique occupé ;
- la distance moyenne au centroïde (*mean Distance to Centroid*, CD) : moyenne des distances euclidiennes entre chaque espèce et le centroïde du nuage de points formé par les points de toutes les espèces (moyenne des signatures isotopiques). CD est une mesure de la diversité trophique au sein d'un réseau.

Les deux dernières métriques sont le reflet de la position des espèces les unes par rapport aux autres, et donc la dispersion des points dans l'espace $\delta^{15}\text{N}$ versus $\delta^{13}\text{C}$. Ces métriques constituent une estimation de la redondance trophique :

- la distance moyenne au plus proche voisin (*Mean Nearest Neighbor Distance*, MNND) : moyenne des distances qui séparent les espèces avec leur plus proche voisine. MNND caractérise selon les cas la tendance à l'agrégation ou à la dispersion des espèces au sein du réseau. Plus les organismes auront des régimes alimentaires divers, plus leurs positions seront éloignées, et plus la valeur de cet indicateur sera élevée. Au contraire, un réseau trophique composé d'organismes utilisant les mêmes sources, et donc avec des signatures isotopiques similaires, aura une valeur faible pour cet indice ;

- l'écart type de la distance moyenne au plus proche voisin (*Standard Deviation of Nearest Neighbor Distance*, SDNND) : écart-type des distances. SDNND est une mesure de la régularité/homogénéité du groupe d'espèces. Un SDNND faible reflètera une distribution plus « régulière » des points dans l'espace.

Toutes ces métriques peuvent être calculées sous R grâce au package « Stable Isotope Analysis in R » (SIAR).

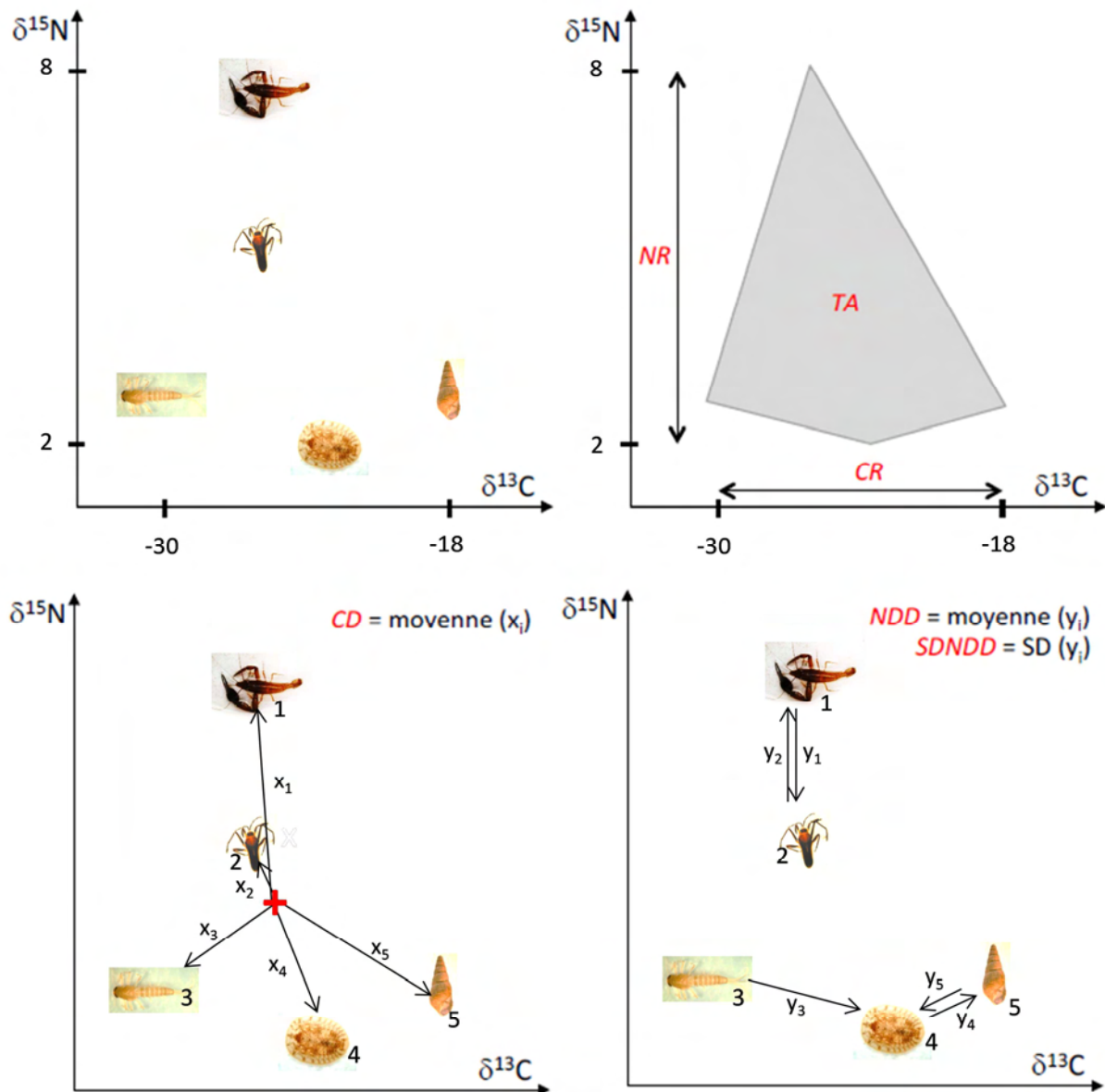


Figure 19. Représentation graphique de la signification des métriques de Layman (2007). TA : Aire totale, CR : gamme de $\delta^{13}\text{C}$, NR : gamme de $\delta^{15}\text{N}$, CD : distance moyenne au centroïde, $MNND$: distance moyenne au plus proche voisin, $SDNND$: écart-type de la distance moyenne au plus proche voisin (Figure adaptée d'après Boulêtreau et al., 2012).

Ces métriques apportent une vision différente des processus étudiés et permettent de synthétiser l'information complexe contenue dans un réseau trophique. Elles permettent la comparaison d'un grand nombre de groupes trophiques ou écosystèmes différents (Layman *et al.*, 2007 ; Quevedo *et al.*, 2009 ; Syvaranta *et al.*, 2010 ; Cooper et Wissel, 2012 ; Jackson *et al.*, 2012). Elles ont été largement utilisées depuis leur création, mais aussi très critiquées, notamment à cause du biais que peut introduire la variabilité entre les systèmes des signatures à la base du réseau (signatures isotopiques des producteurs primaires, de la matière organique en suspension, etc.) (Hoeinghaus et Zeug 2008). Cependant, les signatures isotopiques des organismes peuvent être corrigées pour prendre en compte cette variabilité avant de les comparer ou de calculer les descripteurs.

Une approche courante pour corriger les signatures isotopiques consiste à exprimer les valeurs $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs par rapport aux valeurs $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires (Cabana et Rasmussen, 1996 ; Post, 2002). Les consommateurs primaires, de par leur position trophique, ont des signatures isotopiques se rapprochant le plus des signatures isotopiques des sources potentielles du milieu mais beaucoup moins variables dans l'espace et le temps. Les valeurs isotopiques des consommateurs primaires constituent alors le plus souvent la « ligne de base » du milieu. Ce type de correction est envisagé lorsqu'aucun consommateur primaire n'est largement distribué sur tous les sites étudiés, ou encore lorsqu'on ne dispose pas dans la littérature de signatures isotopiques sûres pour les consommateurs primaires qui pourraient servir de ligne de base.

Une alternative consiste à normaliser les signatures isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ de chaque espèce par rapport au centroïde (ou centre de gravité) du réseau trophique (Schmidt *et al.*, 2011). Pour chaque réseau, le centroïde est calculé comme la moyenne des $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ de toutes les espèces constituant le réseau. Les différences entre les valeurs $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ de chaque espèce et celles du centroïde ont été calculées. Les nouvelles coordonnées obtenues, appelées « $\delta^{13}\text{C}$ relatif » et « $\delta^{15}\text{N}$ relatif » (notées $r\delta^{13}\text{C}$ et $r\delta^{15}\text{N}$, respectivement), peuvent être utilisées pour calculer les métriques de Layman et pour comparer plusieurs réseaux trophiques.

**II. ETAT DE L'ART, DISTRIBUTION ET
PREFERENCES DE MICROHABITATS
DES MACROINVERTEBRES
BENTHIQUES DES ANTILLES
FRANCAISES**

Ce chapitre est présenté sous la forme d'une publication qui a été soumise à la revue *Knowledge and Mangement of Aquatic Ecosystems*.

Distribution et préférences d'habitats des macroinvertébrés benthiques aux Antilles Françaises (Martinique, Guadeloupe)

Résumé

Le décalage entre la valeur patrimoniale de la biodiversité d'eau douce et le manque d'outils d'évaluation biologique dans les régions d'outre-mer européennes révèle une connaissance minimale des patrons de distribution et de l'écologie des espèces aquatiques dans les territoires ultrapériphériques. Un échantillonnage des communautés de macroinvertébrés a été réalisé de 2010 à 2012 en Martinique et en Guadeloupe (114 stations), afin d'améliorer notre connaissance fondamentale de la faune benthique. Sur la base de nos échantillons et d'une revue de la littérature, nous avons établi un inventaire actualisé des espèces et précisé leur distribution altitudinale ainsi que leur répartition parmi les pays voisins. Les préférences de microhabitat de chaque taxon (vitesse du courant, types de substrat et taille des particules) ont été calculées tout en considérant l'habitat disponible. Avec 149 et 170 espèces recensées en Martinique et en Guadeloupe, respectivement, la faune des Antilles française est l'une des plus diversifiées des Petites Antilles. Parmi les 194 espèces recensées au total, 6 espèces ont été trouvées pour la première fois aux Antilles françaises et 23 sont des espèces potentiellement endémiques. Quelques taxons seulement ont une distribution altitudinale étroite et des préférences de microhabitat strictes. À la lumière des informations manquantes et des développements attendus en bioindication, les travaux à venir devraient se concentrer sur la taxonomie et l'écologie trophique des espèces.

Mots clés: microhabitats; Directive Cadre Européenne sur l'Eau; outre-mer; endémisme; rivières tropicales, macro-invertébrés

Distribution and habitat preferences of river macroinvertebrates in the French West Indies (Martinique, Guadeloupe)

Caroline BERNADET^{1,2,3*}, Heliott TOURON-PONCET^{1,2,3*}, Régis CEREGHINO^{1,2**}

1 Université de Toulouse, INP, UPS EcoLab (Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement), 118 Route de Narbonne, 31062 Toulouse, France.

2 CNRS, EcoLab, 31062 Toulouse, France

3 Asconit Consultants Caraïbes, ZI Champigny, 97224 Ducos, Martinique, France

Running Head: River invertebrates in the French West Indies

*These authors contributed equally to this work

**Corresponding author: E-mail: regis.cereghino@univ-tlse3.fr

Phone: +33 561 558 436

Abstract

The mismatch between freshwater biodiversity recognition and lack of robust bioassessment tools in overseas regions of European countries reveals minimal knowledge of the distribution patterns and ecology of aquatic species in outermost territories. A survey of macroinvertebrate communities was conducted in 2010 to 2012 in Martinique and Guadeloupe (114 sampling sites), to fill gaps in fundamental knowledge. Based on our samples and a literature review, we established an updated inventory of species and specified their altitudinal range as well as their distribution among neighbouring countries. The microhabitat preferences of each taxon (current velocity, substratum types and particle size) were calculated in the form of proportional use values. With 149 and 170 species recorded from Martinique and Guadeloupe, respectively, the French Lesser Antilles fauna is one of the most diverse of the Lesser Antilles. Among the 194 species listed in total, 6 species were recorded for the first time from the French Lesser Antilles and 23 species are potential

endemics. Only a few taxa showed a narrow altitudinal range and strict microhabitat preferences. In light of missing information and expected developments in biological indication, additional work should focus on the taxonomy and trophic ecology of species.

Key-words: microhabitats; Water Framework Directive; overseas regions; endemism; tropical rivers; macroinvertebrates.

II.1. Introduction

Throughout the world, environmental legislation aiming at surveying, managing and protecting freshwater resource relies on biological indicators of ecosystem health (Cairns, 1993). Examples include the Water Framework Directive in Europe (WFD, European Council 2000), or the Clean Water Act in the United States (CWA, 1972). During the past decade, the Reference Condition Approach (RCA, Bailey *et al.*, 2003) became the standard to implement such broad-scale policies. The RCA implies the characterization of biological communities (fish, invertebrates, diatoms, phytoplankton and plants) expected to occur where anthropogenic disturbance is (almost) null (Wallin *et al.*, 2003). Hence, modern developments in ecological indication were only made possible thanks to fundamental knowledge on the taxonomy, distribution, biology and ecology of freshwater organisms that was mostly acquired during the twentieth century in various continents and biogeographical regions (e.g. Merritt *et al.*, 2008 for North America; Tachet *et al.*, 2010 for Europe). Recently however, the recognition of the mismatch between freshwater biodiversity recognition and lack of robust bioassessment tools in overseas regions of motherland countries revealed minimal knowledge of the distribution patterns and ecology of aquatic species in outermost territories (Bernadet *et al.*, 2013; Touron-Poncet *et al.*, 2013).

Information on freshwater macroinvertebrates of small Caribbean islands is rather sparse (Brunt and Davies, 1994). Most studies have focused on a target fraction of macroinvertebrate communities, i.e., an insect order (e.g. Flint 1968 (Trichoptera), Hofmann *et al.*, 1999 (Ephemeroptera)), or a combination of such taxa. Without integrated studies of

benthic communities at the scale of archipelagos, our knowledge of macroinvertebrate distribution and ecology in Caribbean islands remains a jigsaw puzzle that needs to be assembled. Additionally, many reports were published in the “grey literature” and are not easily accessible. This is particularly true of the French West Indies (Martinique, Guadeloupe, Saint-Martin and Saint-Barthélemy islands), where early works focused on freshwater gastropods (Pointier, 1974, 1976), and shrimps (Lévêque, 1974). Almost two decades later, Thomas *et al.* (1997) and Hofmann *et al.* (1999) provided the first inventories of Martinique’s Ephemeroptera, and Guadeloupe’s Ephemeroptera and Odonata, respectively. Boutonnet *et al.* (2004) studied the systematics, biogeography and distribution of the Leptophlebiidae (Ephemeroptera) of Martinique. Trichoptera species were mostly described by Malicky (1980, 1983 and 1987) and Botoseanu (1990 and 1994). Heteroptera and Coleoptera were described by Depuy (2000). Knowledge on Odonata of the French Lesser Antilles have only been recently updated by Meurgey and Picard (2011).

Although the French West Indies are subjected to EU legislation, this archipelago (and others) was overlooked during the implementation of the WFD, so that the development of biological indices and related methods applicable to the area are still pending (see preliminary works in Bernadet *et al.*, 2013; Touron-Poncet *et al.*, 2013). Only recently have ecologists started to collect high-quality biological and environmental data in a standardized manner, so that they can be analyzed in an integrated way. This study takes a step towards synthesizing information on ecological preferences and distribution of species that should be useful for subsequent interpretations of biological survey data under RCAs in the French West Indies. Because there are no perennial river in Saint-Martin and Saint-Barthélemy, we focused on Martinique and Guadeloupe. Our specific objectives were: 1) to use both published data and new, intensive field sampling to set up an exhaustive list of the freshwater macroinvertebrate species inhabiting the rivers of Martinique and Guadeloupe, 2) to quantify the habitat preferences of each taxon as regards elevation, water velocity, substratum type and particle size, and 3) to compare the faunas of Martinique and Guadeloupe.

II.2. Materials and methods

Study area

Most islands in the Caribbean basin were formed by volcanic activity or sediment uplift. Martinique and Guadeloupe are two volcanic islands separated by a distance of 130 km. The islands are primarily covered by wet forest. Volcanoes' slopes are fairly steep and exhibit many fast flowing streams with rocky bottoms.

In Martinique (1128 km²), relief is mountainous in the north with the Mount Pelée (elevation = 1397 m a.s.l.) and Pitons du Carbet mountains, while the south of the island is characterized by plains and hills (maximum elevation = 507 m a.s.l.) covered by agricultural and urban lands. Running waters are mostly concentrated in the north where rainfall is higher.

The Guadeloupe archipelago consists of two main islands separated by a narrow salty channel. The northern island, Grande-Terre (848 km²) is a low limestone plateau. Because it only has a single perennial river, this island was omitted in our study. The southern island, Basse-Terre (590 km²), is composed of a North–South volcanic range. The Soufrière culminates at 1467m a.s.l.

In the two islands, the climate is tropical moist and the annual rainfall ranges from <1000 mm on the littoral coast to >10 000 mm on volcanoes' slopes. There is a major reduction in rainfall between December and April (the dry season, or “Carême”). The mean annual air temperature is 27°C, and ranges from 24–31°C in summer to 20–29°C in winter. In mountain ranges however (500–1400 m a.s.l.), the mean annual temperature is around in 21–23°C.

Field sampling and data collection

Macroinvertebrate communities were sampled at 114 sites (62 sites in Martinique, 52 sites in Guadeloupe) using a normalized protocol (Multi-Habitat Sampling, norm XP T 90-333 in AFNOR, 2009). We took twelve sample units per site on pre-defined habitat types (e.g. boulders, pebbles, gravels, sand, litter), using a surber sampler (sampling area 0.05 m², mesh size 500 µm). Four sample units were taken from marginal habitats, i.e. from habitats with an

individual share of less than 5% coverage (group A). Eight sample units were taken from major habitats (i.e. with an individual share of at least 5% coverage). Four of these samples were selected according to their potentially high carrying capacity for invertebrates (high biogenic potential, based on expert knowledge of invertebrate distribution over substratum types) (group B). The last four sample units were selected in proportion to their relative coverage within the sampling reach (group C), taking account those habitats already sampled in group B (AFNOR, 2009). All sample units were preserved in 4% formalin (final concentration). In the laboratory, invertebrates were sorted, identified to species or genus (except for Oligochaeta, Nemertea, and Diptera), and enumerated. In March 2011, during low flow conditions, a total of 1368 sample units was thus taken from various microhabitat types in the two islands. This dataset was used to determine species preferences for substrate size, current velocity, and depth. Additional data collected at the same sites with the same protocol in April 2010, April 2011, March 2012 (dry seasons) and November 2010 (wet season) were used to determine species' distribution along the elevation range (a total of 4380 sample units).

Species review

An inventory of species was established for each island using the existing literature. In addition, our own recent and substantial dataset (see below) was used to fill gaps in current knowledge. The occurrences (presence/absence) of each taxa were recorded for both islands, and also for others islands of the Lesser Antilles, the Greater Antilles and in others neighbouring countries. The adequacy of sampling was assessed by plotting the cumulative frequency of species against sampling sites (sample-rarefaction curve with 500 randomizations) for each island (Colwell et al., 2004). These graphs as well as Sorensen's index of similarity (1948) were used to compare the Martinique and Guadeloupe faunas, and to determine to which extent aquatic communities were similar. Statistical analyses were performed using Past software (Hammer *et al.*, 2001).

Microhabitat and altitudinal preferences

For each sample unit (surber sampler, 0.05m² area), microhabitat characteristics were evaluated using 14 variables: %algae, %litter, %submerged roots, %submerged vegetation, %emerged vegetation, %sand (particle size <2 mm), %gravels (2-25 mm), %pebbles (25-250 mm), %boulders (>250 mm), % rocky outcrops, %silt, water depth (cm), mean current velocity (cm/s), and elevation (m a.s.l.). Current velocities were measured using a Hydreka portable flowmeter. Mean current velocity for each sample unit was calculated as the mean of three velocity measures took at 20%, 40% and 80% of the water column starting from the river bed.

Microhabitat preferences were then assessed for the most abundant species or taxon, taking into account the available habitat. From velocity, depth, and substrate measures, proportional use values were computed as $P_i = (n_i/N)/(v_i/V_i)$, where n_i is the number of individuals observed in the i^{th} category of habitat variable V , N is the total number of individuals observed, v_i is the frequency of occurrence of the i^{th} value of variable V , V_i is the total number of all measurements of variable V (Hanquet *et al.*, 2004). P_i values were normalized to vary between 0 and 1 for each variable, representing “unsuitable” and “preferred” habitat conditions, respectively. In order to summarize microhabitat preferences, each taxon was plotted against the values of velocity, depth and substrate in rectangular grids where P_i values were represented using grey shades.

Invertebrates were also plotted against elevation ranges. Those taxa which were present along the whole gradient (from elevation <10 m to elevation > 600 m a.s.l.) were not represented. As our sampling protocol was not adequate to capture shrimps and crabs efficiently, these animals were omitted in our determination of microhabitat and altitudinal preferences.

II.3. Results

II.3.1. Species review

From the literature and our own samples, we established a list of 194 species, i.e. 149 and 170 species for Martinique and Guadeloupe, respectively (*Tableau 8*). Field data obtained over three consecutive years permitted to reach a theoretical plateau of 130 taxa for both islands (*Figure 20*). 123 species are common to both islands (Sorensen's index of similarity= 0.77). Four and 19 of these species would be endemic to Martinique and Guadeloupe, respectively, 23 would be endemic to the Lesser Antilles, and 8 would be endemic to the Antilles. Six taxa are reported for the first time from these Caribbean islands: *Thiara scabra* (Gastropoda), *Cherax quadricarinatus* (Decapoda), *Laccobius* sp. (Coleoptera), Canacidae, Dasyheleinae and *Stenochironomus* sp. (Diptera).

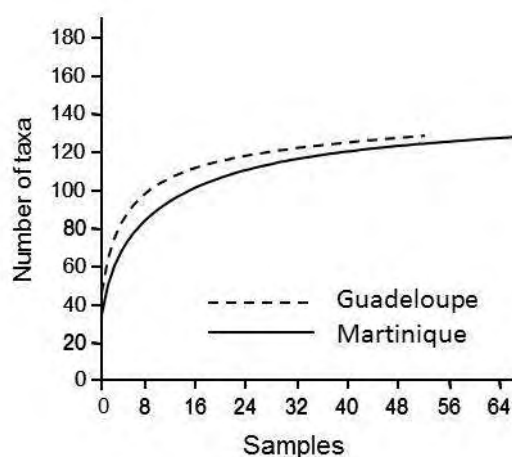


Figure 20. Sampling sites-based rarefaction curves for taxa from Guadeloupe (dashed line) and Martinique (solid line) obtained after the 2010 to 2012 sampling sessions (see text).

Insects contributed significantly to the overall taxonomic richness, with 135 taxa recorded in total. Trichoptera were the richest order with 53 species grouped in 10 families, followed by Mollusca (29 species; 10 families) and Diptera (26 taxa; 17 families) (*Tableau 8*). Ephemeroptera, Coleoptera and Odonata were the poorest orders with only 9 to 13 species.

Plecoptera are absent from Martinique and Guadeloupe, as in many tropical rivers (Dudgeon, 1999).

Only Thiaridae (Mollusca) and Orthoclaadiinae (Diptera Chironomidae) were present in more than half of the sample, and only seven other taxa are present in one quarter of the samples at least: Thiaridae (Mollusca Gastropoda), Orthoclaadiinae, Tanypodinae, Chironomini and Tanytarsini (Diptera Chironomidae), Oligochaeta (Annelida), *Tricorythodes griseus* and *Leptohyphes* sp. (Ephemeroptera Leptohyphidae), and *Neotrichia* sp. (Trichoptera Hydroptilidae). Seventy-six of the 118 taxa determined in routine were present in less than 5% of the samples (data not shown).

Mollusca

A total of 31 species of molluscs were collected by Pointier (2008) in both still and running waters. We collected 14 taxa in running waters. All families of gastropods were represented by only one or two genera and/or species, except the family Planorbidae which was the most diversified with 9 genera and 15 species. Only two species of freshwater molluscs that occur in Martinique and Guadeloupe are endemic to the Lesser Antilles: (i) the Planorbidae *Pleisiophysa guadeloupensis*, which was not found in our samples since it exclusively inhabits ponds in Guadeloupe (Bouchet *et al.*, 1998), and (ii) the Neritilidae *Neritilia succinea* which is endemic to the Lesser Antillean islands of Guadeloupe, Martinique, Saint Lucia and Saint Vincent (*Tableau 8*).

There is no native Thiaridae in the French Lesser Antilles. However, *Melanoides tuberculata* and *Tarebia granifera* were introduced in Martinique and Guadeloupe at the end of the twentieth century and successfully invaded stream systems (Pointier *et al.*, 2008) so that to date, both species are the most common freshwater snails in Martinique and Guadeloupe. More recently, *Thiara scabra* was discovered in Guadeloupe in 2011 (Asconit Consultants, unpublished data). Thiaridae, like most Gastropoda, are usually found at low elevations, from the river mouth to middle courses (350 m a.s.l.) (*Figure 21*). However, planorbids (including *Gundlachia radiata*) were found at 495 m a.s.l. and *Physella acuta* (Physidae) was found at 650 m a.s.l.. *Pomacea glauca* (Ampullariidae), *Amerianna carinata* (planorbid subfamily Bulininae) and Cochliopidae were not found above 200 m a.s.l.. The bivalvia *Pisidium punctiferum* (Sphaeriidae) had a large altitudinal range since it occurred between 3 and 650 m a.s.l.

Crustacea

Crustaceans included Ostracoda, one family of Amphipoda (Dogielinotidae in Guadeloupe, undetermined in Martinique), four families of shrimps (Atyidae, Palaemonidae, Parastacidae and Xiphocaridae) and two families of crabs (Pseudothelphusidae and Grapsidae) (Tableau 8). *Macrobrachium rosenbergii* and *Cherax quadricarinatus* are introduced species. All other shrimps are native to the French Lesser Antilles and are largely distributed throughout the Greater and Lesser Antilles and Central America, except *Xiphocaris elongata* (Xiphocaridae) which is endemic to the Lesser Antilles. The crabs *Guinotia dentata* (Pseudothelphusidae) and *Sesarma roberti* (Grapsidae) are endemic to the Lesser Antilles and Antilles, respectively. Amphipoda were very scarce in Martinique. *Hyallega* sp. were found from low to upper courses in Guadeloupe (650 m a.s.l.), but were more abundant below 350 m a.s.l. (Figure 21).

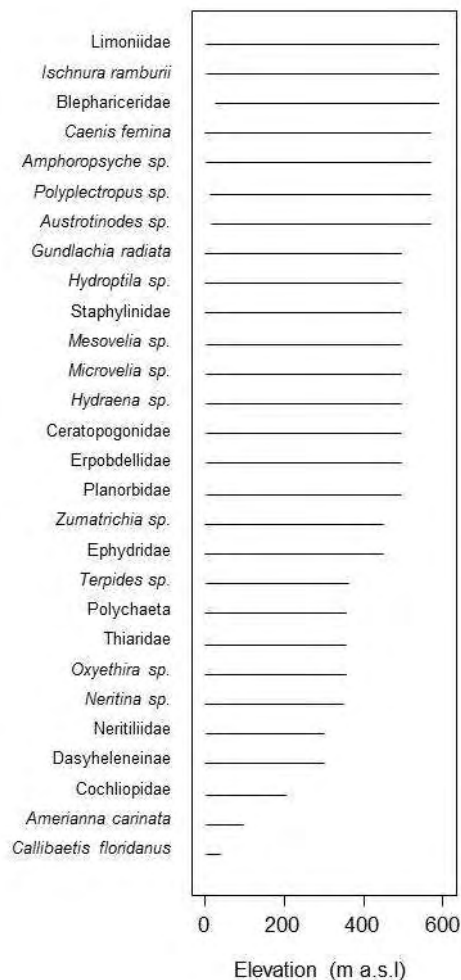


Figure 21. Species distributions along the gradient of elevation (m a.s.l.). In order to lighten the figure, taxa which are present along the whole gradient (from <10 m to > 600 m a.s.l.) were not represented.

Trichoptera

We listed 53 species of Trichoptera (*Tableau 8*). 10 families were present, and the family Hydroptilidae was the most diversified (11 genera, 31 species). Conversely, Glossosomatidae (absent from Martinique) and Calamoceratidae were only represented by one species.

Endemism is strong within the Trichoptera, since 9 and 3 species would be endemic to Guadeloupe and Martinique, respectively, and 29 and 4 other species would be endemic to the Lesser Antilles and the Antilles, respectively. Thus, only 8 species are present throughout the Caribbean islands in general and on the American continent.

Endemics of Guadeloupe include *Alisotrichia orophila guadeloupea*, *Byrsopteryx bipartiterga*, *Metrichia carbetina*, *Ochrotrichia* sp. 1, *Zumatrichia lezarda* (Hydroptilidae), *Smicridea astarte*, *Smicridea karukera* (Hydropsychidae), *Chimarra haesitationis* and *Chimarra quadrifurcata* (Philopotamidae). *Austrotinodes madininae* (Ecnomidae), *Leucotrichia* sp.1 (Botosaneanu, 2002) and *Xiphocentron parentum* (Xiphocentronidae) should be endemic to Martinique. *Helicopsyche* sp. (Helicopsycheidae), *Smicridea* sp. (Hydropsychidae), *Neotrichia* sp. (Hydroptilidae), *Chimarra* sp. (Philopotamidae) and *Xiphocentron* sp. (Xiphocentronidae) were the most frequent and abundant Trichoptera in both islands where they occurred along the whole altitudinal gradient. Conversely, *Anatolica dominicana*, *Amphoropsyche insularis* and *Byrsopteryx* sp. were the rarest taxa since less than 10 individuals were sampled throughout the study period (2010-2012). Most Trichoptera were present from lower to upper courses, except the genus *Oxyethira* and *Zumatrichia* (Hydroptilidae) which were not sampled above 360 and 450 m a.s.l., respectively (*Figure 21*).

Ephemeroptera

Four families of Ephemeroptera including 13 species were present in Martinique and Guadeloupe: Baetidae (5 species), Leptohiphidae, Caenidae and Leptophlebiidae. Seven of these 13 species would be endemic to Guadeloupe (*Americabaetis humilis*, *Americabaetis spinosus*, *Cloedes caraibensis*, *Fallceon ater* (Baetidae) and *Leptohyphes guadeloupensis* (Leptohiphidae)), one species would be endemic to Martinique (*Hagenulopsis traversae marginata* (Leptophlebiidae)) and two species would be endemic to the French Lesser Antilles (Caenidae). Finally, only three species (*Callibaetis floridanus* (Baetidae), *Allenhyphes flinti*, and *Terpides jessiae*) are widespread in the Antilles and in Central

America (*Tableau 8*). Baetidae and Leptohyphidae are the most common families in both islands. All Ephemeroptera species were present along the altitudinal gradient, except *Caenis femina* was absent above 600 m a.s.l., *Terpides jessiae* (absent above 360 m a.s.l.), and *Callibaetis floridanus* which only occurred in lowland areas (<50 m a.s.l.) (*Figure 21*).

Heteroptera

A total of 19 genera grouped in 11 families were expected based on literature (*Tableau 8*). However we have only collected 7 genera. The family Gerridae was the most diversified with 4 genera listed in literature, and collected by us. *Rhagovelia* sp. (Veliidae) is the most common Heteroptera in streams of Martinique and Guadeloupe. A too small number of studies were conducted on this order in the Caribbean to determine the species identities and characterize endemism. Nevertheless according our field observations, heteropterans in general seemed relatively ubiquitous in terms of altitudinal distribution.

Coleoptera

The order Coleoptera includes 8 families and at least 13 taxa according to the literature (*Tableau 8*). The family Elmidae is the most diversified. The species *Hexanchorus caraibus* and *Neoelmis* sp. are the most common and abundant in Martinique and Guadeloupe, respectively. *Hexanchorus caraibus* may be endemic to the Lesser Antilles. Ptilodactylidae and Dryopidae are rare in Martinique, especially Dryopidae (only one individual sampled during this study). In Guadeloupe, Ptilodactylidae were absent and Dryopidae were not found although they have been mentioned in literature (Frezouls, 1995). All taxa were present along the altitudinal gradient, except Staphilinidae and *Hydraena* sp. which were absent above 500 m a.s.l. (*Figure 21*).

Diptera

26 taxa grouped into 15 families of Diptera were recorded. Chironomidae, Simuliidae and Ceratopogonidae were the most common Diptera. Conversely, Dolichopodidae, Rhagionidae, Stratiomyidae, Syrphidae and Tabanidae were scarce since only few specimens (<5 specimens on each island) were sampled in each of the two islands. Cecidomyiidae and Culicidae were rare in rivers of Martinique and Guadeloupe, respectively. Most Diptera were present from lower to upper courses, except Dasyheleneinae (above 304 m a.s.l.).

Odonata

Nine species of Odonata, grouped in three families (Coenagrionidae, Libellulidae and Protoneuridae) were met in running waters of Martinique and Guadeloupe. None of these species are endemic to Guadeloupe or Martinique, but most of them (five) would be endemic to the Lesser Antilles, particularly two Protoneuridae, *Protoneura ailsa* and *Protoneura romanae*, which were present in Martinique and Guadeloupe respectively (Tableau 8). *Enallagma coecum* (Coenagrionidae) is widespread in the Caribbean and is endemic to the Antilles. Finally, three species are present on the American continent. All species were ubiquitous in terms of altitudinal distribution.

II.3.2. Microhabitat preferences

In order to summarize microhabitat preferences (Figure 22), the taxa listed below were grouped by velocity classes and then by substratum type (mineral or vegetal).

- Null current velocity (0-5 cm/s):

Mineral substrates: Neritilidae, on boulders; *Neritina* sp. on pebbles; Erpobdellidae on gravels; Chironomini on rocky outcrops; *Pisidium* sp., *Macrelmis* sp. and Limoniidae on sand; Polychaeta in silt.

Vegetal substrates: Hydracarina, Glossiphoniidae, Planorbidae, *Mesovelgia* sp., *Hydraena* sp. and Staphilinidae on helophytes; Dugesidae, *Physella acuta*, Ostracoda and *Microvelgia* sp., hydrophytes; *Caenis femina* and Tanytarsini on leaf litter; Hydrobiidae, Neritilidae, *Cernotina* sp. and *Callibaetis floridanus* on roots; Nemertea, *Laccophilus* sp. and *Ischnura ramburii* on algae.

- Slow current velocity (5-25 cm/s):

Mineral substrates: *Alisotrichia* sp. and *Zumatrichia* sp. on boulders; Pyralidae on pebbles; *Zumatrichia* sp. on rocky outcrops; *Pisidium* sp. on sand.

Vegetal substrates: Oligochaeta, *Americabaetis* sp., *Rhagovelia* sp., Ceratopogoninae, Ephydriidae and Psychodidae on helophytes; *Amerianna carinata*, *Helicopsyche* sp., *Neoelmis* sp., Cecidomyiidae, *Stenochironomus* sp., *Chrysophilus* sp. on litter; *Americabaetis* sp. on roots; Thiaridae, *Neotrichia* sp., *Americabaetis* sp. and Ceratopogoninae on algae.

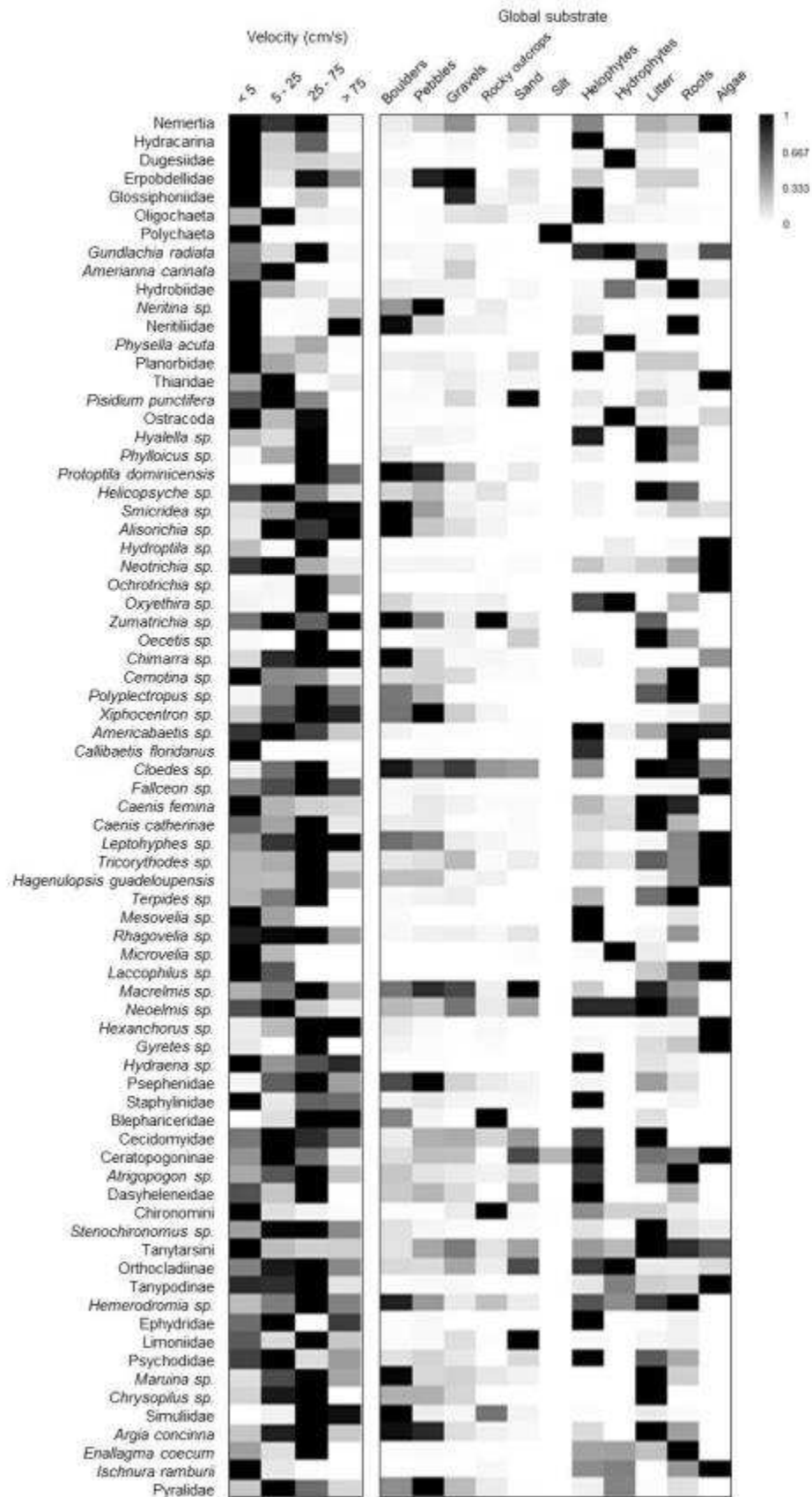


Figure 22. Microhabitat preference of taxa for velocity currents and substrates using a shading scale (dark = high P_i , light = low P_i).

- Medium current velocity (25-75 cm/s):

Mineral substrates: *Protoptila* sp., *Smicridea* sp., *Chimarra* sp., *Cloedes caraibensis*, Simuliidae and *Argia concinna* on boulders; *Xiphocentron* sp. and Psephenidae on pebbles; Erpobdellidae on pebbles; Blephariceridae on rocky outcrops; Limoniidae on sand.

Vegetal substrates: *Rhagovelia* sp. and Dasyheleneidae on helophytes; *Gundlachia radiata*, Ostracoda, *Oxyethira* sp. and Orthocladiinae on hydrophytes; *Hyaella caribbeana*, *Phylloicus* sp., *Oecetis* sp., *Cloedes caraibensis*, *Caenis catherinae*, *Stenochironomus* sp., *Maruina* sp., *Chrysophilus* sp., *Argia concinna* on litter; *Polyplectropus* sp., *Cloedes caraibensis*, *Terpides jessiae*, *Atrigopogon* sp., *Hemerodromia* sp. and *Enallagma coecum* on roots; Nemertea, *Hydroptila* sp., *Ochrotrichia* sp., *Fallceon ater*, *Leptohyphes* sp., *Tricorythodes griseus*, *Hagenulopsis guadeloupensis*, *Hexanchorus* sp., *Gyretes* sp. and Tanypodinae on algae.

- High current velocity (>75 cm/s):

Mineral substrates: Neritilidae, *Smicridea* sp., *Alisotrichia* sp., *Zumatrichia* sp., *Chimarra* sp. and Simuliidae on boulders; *Zumatrichia* sp. and Blephariceridae on rocky outcrops.

Vegetal substrates: Neritilidae on roots; *Leptohyphes* sp. and *Hexanchorus* sp. on algae.

II.4. Discussion

Given our sampling effort (number of sampling sites, sample units per site, number of sampling occasions), we can consider that almost all species present were sampled on each island. The rarefaction curves also suggest that there is no need to improve the sampling effort. We acknowledge that only one sampling technique (the surber sampler) was employed, and that other methods (e.g., hand nets) could have been helpful in collecting some rare taxa from particular microhabitats (e.g., river banks). Higher taxonomic effort will likely be more relevant than higher sampling effort to refine our species list. In the French Lesser Antilles,

the best known macroinvertebrates are Trichoptera, Ephemeroptera, Odonata, Mollusca and Decapoda. Heteroptera, Coleoptera and Diptera have received little attention, so most of the taxa in our samples were identified to genus (Coleoptera and Heteroptera) or family (most Diptera). This is unfortunate especially for the order Diptera which is one of the most diverse orders after Trichoptera and Mollusca. Additionally, we noticed that earlier taxonomic efforts were greater for Guadeloupe compared to Martinique (e.g., Ephemeroptera, Hofmann *et al.*, 1999).

Despite a poor taxonomical knowledge in some groups, Martinique and Guadeloupe are the most species-rich small Caribbean islands with the neighbouring island Dominica (116 species (Bass 2003a; 2007). Because these three islands are the largest of the set of Caribbean islands (754, 1128 and 1628 km², for Dominica, Martinique and Guadeloupe, respectively) the relationship between the species richness of freshwater macroinvertebrates present on an island and the area of that island (McArthur and Wilson, 1967) seems to apply: larger areas usually host a greater diversity. Elevation may change the shape of the species-area curves and may be another important factor influencing the number of macroinvertebrate species present on an island. Islands with higher elevations tend to receive greater rainfall, creating more freshwater environments which subsequently increase habitat diversity (Darlington, 1957). These two theories could explain the greater richness in Guadeloupe, compared to Martinique. Differences in taxonomic resolution contribute to this apparent difference too, since Martinique has received little attention from specialists (compared to Guadeloupe). For instance, most Ephemeroptera have been identified to the genus level in Martinique, and to the species level in Guadeloupe. Finally, even if the French Lesser Antilles fauna is one of the most diverse of the Lesser Antilles, it remains certainly less speciose than in continental areas at similar latitudes, most likely because of their oceanic origin, their location, their small size, and the frequent disturbances imposed to their freshwater environments (floods, hurricanes) which prevent new colonizers from establishing.

Macroinvertebrate communities of Martinique and Guadeloupe are much similar. Martinique and Guadeloupe are oceanic islands so their freshwater faunas had to colonize these islands from elsewhere. Many of the species show close relationships with neighbouring islands (e.g. Dominica) too, as well as Central America and Southeastern United States. However we identified 23 potential endemic species in the French Lesser Antilles. The French Lesser Antilles fauna is still imperfectly known, so it is still uncertain whether these species evolved in isolation and are actually endemic to Martinique and/or Guadeloupe. As

additional collections and taxonomical efforts of freshwater macroinvertebrates on all small Caribbean islands continue, it is quite likely that more new species will be discovered through the Lesser Antilles and information about endemism will be revised.

Introduced species contribute significantly to French Lesser Antilles biodiversity too. For example, many Mollusca of Martinique and Guadeloupe are non-indigenous species that have been reported there before the middle of the 20th century (Pointier, 2008). The latest introduced mollusc in the French Lesser Antilles is the Gastropoda *Thiara scabra*, recorded for the first time in Guadeloupe in March 2011 (Asconit Consultants, unpublished data). Conversely, most shrimps are native species. *Macrobrachium rosenbergii* and *Cherax quadricarinatus* are the only nonindigenous shrimps that have been introduced throughout the tropical and subtropical world as popular aquaculture and aquarium trade animals, respectively. *Macrobrachium rosenbergii* is generally considered as an ecologically harmless nonindigenous species because of its well-documented non-aggressive behaviour (Alston, 1991). Conversely, since its first and recent observation in freshwater in 2009, sporadic sampling by local consultancies suggested that *C. quadricarinatus* populations have maintained their numbers and are expanding their range. Individuals were sampled sporadically but in increasing numbers of rivers in southern Martinique. An important population is also establishing in lake Manzo (Martinique), where individuals generally occupy the burrows construct in the banks (Asconit Consultants, unpublished data). This Australian crayfish may outcompete and replace local freshwater shrimps.

Considering species densities, the number of samples where species occur and the available habitats (Hanquet *et al.*, 2004), we highlighted that few taxa showed a clear altitudinal range (e.g. *Callibaetis floridanus* in lowlands streams). Some taxa showed clear preferences for some substrate types/size and for current velocities (e.g. *Protoptila dominicensis* on boulders and pebbles at mid and high current velocities; Blephariceridae on rocky outcrops). Many taxa however lived on almost all mineral or organic substrates available, rather than a particular substratum type (e.g. *Americabaetis* sp. on all organic substrates; *Alisotrichia* sp. on all mineral substrates). Finally, many taxa used either inorganic or organic substrates (e.g. *Cloedes* sp., *Argia concinna*). Both inorganic substrates (notably via particle size) and organic substrates (e.g. macrophytes, detritus) are expected to generate microdistribution patterns of aquatic invertebrates (e.g. Cummins, 1964; Rabeni and Minshall, 1977; Culp *et al.*, 1983; Minshall, 1984). However, freshwater food webs in the tropics are usually described as systems with a high degree of omnivory (Jepsen and Winemiller, 2002).

Assuming that food habits are linked to habitat preferences (Egglisshaw, 1964; Richardson 1992; Dudgeon and Wu, 1999), the lack of strict microhabitat preference in many taxa may be related to the expected high level of omnivory. Also altitudinal and microhabitat preferences were determined for genus or family levels (see also Starmühlner, 1977; Brooks *et al.*, 2005; Tachet *et al.*, 2010), while preferences may vary between congeneric species (Lloyd and Sites, 2000), or even between larval instars (Hanquet *et al.*, 2004; Céréghino, 2006).

Some species seem to have a broad range of tolerance for current velocity classes (e.g. *Zumatrichia* sp.). Even if the Neritilidae seem to be related to fast current velocities (>75 m/s), they are rather grouped together under rocks where current velocity is slow. In the same way, *Rhagovelia* sp. were found in fast flowing areas, but they are actually live in backwater areas near the banks, rather than in the main riffles. Thus, in some cases macroinvertebrates are not necessarily subjected to the fast velocities measured on the substrate, and current velocity measures rather provide information about the hydraulic context around the support (Beisel, 1996). Still and fast flowing habitats sheltered specific macroinvertebrates (e.g. Annelida, Mollusca and Heteroptera in null current; *Hexanchorus caraibus*, Blephariceridae, and Simuliidae in fast current). The fauna is supposedly more diverse when current velocities range from 60 to 90 cm/s (Beisel, 1996), but we recorded a higher diversity in samples taken between 5 and 75 cm/s. Bryophytes are usually the most biogenic habitat in temperate countries (AFNOR, 2009), but are absent from Martinique and Guadeloupe where the aquatic vegetation is rare. Despite this, vegetal substrates seemed to be the preferential substrates of many taxa.

In conclusion, our study described, and hopefully improved the state of current knowledge on the macroinvertebrate communities of Martinique and Guadeloupe, both in terms of spatial distribution and ecology, and pointed out gaps in taxonomical knowledge. With the very recent implementation of the WFD in such overseas regions, ongoing biodiversity surveys should play an important role in providing new information that may be used for managing and protecting aquatic environments and the species they host. Also, this study showed that both island share a similar fauna, and this provides perspectives for the development of a common tool for bioindication rather than island-specific standards. In light of expected developments in biological indication, additional research is needed to determine species functions (e.g. feeding habits, functional groups), to enhance our knowledge of trophic ecology in Caribbean streams, and to categorize invertebrates into broad trophic guilds that effectively respond to spatial-temporal changes in environmental conditions.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by the French *Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Martinique et de Guadeloupe (Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement/ DEAL Martinique/ DEAL Guadeloupe)*, the *Office de l'Eau Martinique*, the *Office de l'Eau Guadeloupe* and the *Office National de Eau et des Milieux Aquatiques*. CB is supported by an ANRT-CIFRE grant n°460/2010; HTP is supported by an ANRT-CIFRE grant n°912/2010.

Tableau 8. Checklist of the macroinvertebrate taxa present in Martinique and Guadeloupe, with additional information on their occurrence in the Lesser Antilles, the Greater Antilles and in others countries.

'X': present in our samples; '': present, based on the existing literature; '**': was not re-observed since its first observation. MA: Martinique; GU: Guadeloupe; SE: Saint-Eustatius; SK: Saint Kitts; NE: Nevis; SM: Saint-Martin; AT: Antigua; MO: Montserrat; DO: Dominica; SL: Saint-Lucia; SV: Saint-Vincent; GR: Grenada; BA: Barbados; TAT: Trinidad and Tobago; CU: Cuba; JA: Jamaica; HI: Hispaniola; RD: Dominican Republic; HA: Haiti; BH: Bahamas; PR: Puerto Rico; VI: Virgin Islands.*

Phylum	Class / Order	Family / Subfamily	Species	MA	GU	Lesser	Greater	Other countries	References	
Nemertea			<i>Unidentified</i>	X	X					
Platyhelminthes	Dugesiiidae		<i>Unidentified</i>	X	X					
Annelida		Erpobdellidae	<i>Unidentified</i>	X	X					
		Glossiphoniidae	<i>Unidentified</i>	X	X					
		Oligochaeta	<i>Unidentified</i>	X	X					
		Polychaeta	<i>Unidentified</i>	X	X					
Mollusca	Gasteropoda	Ampullariidae	<i>Marisa cornuarietis</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	SK, GU, MA	PR	Venezuela, certainly somewhere between the Guianas and Colombia	Pointier (2008)	
			<i>Pomacea glauca</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	SM, GU, DO, MA, SL	-	Venezuela, Guyana, Brazil	Pointier (2008)	
			<i>Pyrgophorus parvulus</i> (Guilding, 1828)	X	X	SB, GU, MA, SL, SV, GR	JA, HA	Venezuela, St Thomas, Curaçao, Aruba, Bonaire	Pointier (2008)	
			<i>Fossaria cubensis</i> (L.Pfeiffer, 1839)	X	*	GU, MA, SL	CU, RD, PR	Venezuela	Pointier (2008)	
			<i>Pseudosuccinea columella</i> (Say, 1817)		*	GU	CU, PR	USA, Mexico, Venezuela, Brazil, Argentina, Australia, Pacific Islands, France, etc (worldwide distribution)	Pointier (2008)	
			Neritidae	<i>Neritina punctulata</i> (Lamarck, 1816)	X	X	GU, MA, DO, SL, SV	CU	From Cuba to Brazil	Pointier (2008)
		<i>Neritnia virginea</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	SK, GU, DO, MA, SL	-	From Florida and Bermuda to Brazil	Pointier (2008)	
			Neritiliidae	<i>Neritilia succinae</i> (Récluz, 1841)	X	X	GU, MA, SL, SV	-	-	Pointier (2008)
			Physidae	<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	X	X	SE, SK, NE, SM, AT, MO, GU, MA	PR	North America, France, etc (worldwide distribution)	Richards (1964); Pointier (2008)
			Planorbidae	<i>Aplexa marmorata</i> (Guilding, 1828)	*	*	SM, SK, GU, MA, SL, SV	PR, VI	From USA to Argentina, Africa (Nigeria, Ghana, Togo, Benin, South Africa)	Richards (1964); Pointier (2008)
		<i>Amerianna carinata</i> (H. Adams, 1861)		X		MA	-	Australia, Java, Thailand, Nigeria	Pointier (2008)	
		<i>Biomphalaria glabrata</i> (Say, 1818)		*	*	SM, SK, AT, MO, GU, DO, MA, SL	-	Brazil	Pointier (2008)	
		<i>Biomphalaria kuehniana</i> (Clessin, 1883)		*	*	GU, DO, MA, SL, GR	RD, PR	Venezuela, Colombia	Pointier (2008)	

		<i>Biomphalaria schrammi</i> (Crosse, 1864)	*	*	GU, ?MA	-	Venezuela, French Guyana, Brazil	Pointier (2008)
		<i>Drepanotrema aeruginosum</i> (Morelet, 1851)	**	*	GU, ?MA	VI	Venezuela, Central America	Pointier (2008)
		<i>Drepanotrema anatinum</i> (D'Orbigny, 1835)	*	*	GU	CU, PR	Mexico, Central and South America	Pointier (2008)
		<i>Drepanotrema cimex</i> (Moricand, 1837)	*	*	GU, MA	BH, CU, JA, HA, RD, PR	Uruguay, Argentina, Peru, Paraguay, Brazil, Venezuela	Pointier (2008)
		<i>Drepanotrema depressissimum</i> (Moricand, 1837),	**	*	GU, ?MA, SV	RD, PR	South and Central America	Pointier (2008)
		<i>Drepanotrema surinamense</i> (Clessin, 1884)	*	*	GU, MA, ?SL, ?SV	JA, PR	Guiana, Panama, Costa Rica, Venezuela	Pointier (2008)
		<i>Ferrissia irrorata</i> (Guilding, 1828)		**	?GU, SL, SV	JA, PR	Colombia	Harry and Hubendick (1964); Gomez <i>et al.</i> (2004); Pointier (2008)
		<i>Gundlachia radiata</i> (Guilding, 1828)	X	X	SK, GU, MA, SL, SV	CU, PR	Georgia, Texas, Colombia, Venezuela, Argentina	Pointier (2008); Ovando <i>et al.</i> (2011)
		<i>Gyraulus chinensis</i> (Dunker, 1848)	*	*	MA, GU	-	Southeastern Asia, Africa	Pointier (2008)
		<i>Helisoma duryi</i> (Wetherby, 1879)	*	*	GU, MA	-	Florida (USA), Brasil, etc (worldwide distribution)	Pointier (2008)
		<i>Indoplanorbis exustus</i> (Deshayes, 1834)	*	*	GU	-	Malaysia, Socotra Island, Thailand, Philippines, Sultanate and Oman, Nigeria, Sri Lanka, Japan	Pointier (2008)
		<i>Pleisiophysa guadeloupensis</i> ("Fisher MS" Mazé, 1883)		**	SM, ?GU	PR	-	Pointier (2008)
	Thiaridae	<i>Melanoides tuberculata</i> (O.F. Müller, 1774)	X	X	GU, DO, MA, SL	PR, CU, RD	India, USA, Panama, Venezuela, Honduras, Mexico	Pointier (2008)
		<i>Tarebia granifera</i> (Lamarck, 1822)	X	X	GU, MA, GR	-	Southeastern Asia, USA	Pointier (2008)
		<i>Thiara scabra</i> (O. F. Müller, 1774)		X	GU	-	Southeastern Asia, Indonesia, Oceania, USA (Florida), Réunion, Mauritius	
Bivalvia	Dreissenidae	<i>Mytilopsis leucophaea</i> (Conrad, 1831)	*	*	GU, MA	-	Caribbean area, Central America	Pointier (2008)
	Sphaeriidae	<i>Eupera viridans</i> (Prime, 1865)	*	*	SM, GU	-	French Guyana	Pointier (2008); Massemin <i>et al.</i> (2011)

			<i>Pisidium punctiferum</i> (Guppy, 1867)	X	X	GU, MA, SL, SV, TAT	-	French Guyana	Pointier (2008); Massemin <i>et al.</i> (2011)
Hydracarina			<i>Unidentified</i>	X	X				
Crustacea	Amphipoda	Dogielinotidae	<i>Hyalella caribbeana</i> (Bousfield, 1996)	X	X	GU	-	-	Bousfield (1996)
			<i>Hyalella squamosa</i> (Mateus et Mateus, 1990)		*	GU	-	-	Mateus and Mateus (1990)
	Decapoda	Atyidae	<i>Atya innocous</i> (Herbst, 1792)	X	X	MO, GU, DO, MA, SV, GR, BA, TAT	CU, JA, HI, PR, VI	From Nicaragua to Panama	Chace and Hobbs (1969); Hobbs and Hart (1982) Ortmann (1894); Chace and Hobbs (1969); Hobbs and Hart (1982); Hostache (1992); Lim <i>et al.</i> (2002)
			<i>Atya scabra</i> (Leach, 1815)	X	X	SK, MO, GU, DO, MA, SL, GR, TAT	CU, JA, HI, RD, PR	Mexico, Brazil, Guatemala, Honduras, Panama, Costa Rica, Cape Verde islands, West Africa	Chace and Hobbs (1969); Lévêque (1974); Bass (2003b); Torati <i>et al.</i> (2011)
			<i>Jonga serrei</i> (Bouvier, 1909)	X	X	GU, MA, DO, BA, TAT	CU, JA, PR	Costa Rica, Venezuela, Panama	Chace and Hobbs (1969); Lévêque (1974); Debrot (2003); Pereira and Garcia (1995); Torati <i>et al.</i> (2011)
			<i>Micratya poeyi</i> (Guérin-Méneville, 1855)	X	X	GU, DO, MA, GR, BA, TAT	CU, JA, PR	Costa Rica, Venezuela, Trinidad, Panama	
			<i>Potimirim sp.</i>	X	X				
			<i>Potimirim potimirim</i> (Müller, 1881)	*	*	GU, DO, MA, BA	PR	Venezuela, Panama, Florida	Rathbun (1901); Abele (1972); Lévêque (1974); Pereira (1991); Lim <i>et al.</i> (2002); Torati <i>et al.</i> (2011)
			<i>Potimirim glabra</i> (Kingsley, 1878)	*	*	GU, DO, TAT	?	El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panama, Brazil	Smalley (1963); Chace (1972); Chace and Hobbs (1969); Lévêque (1974); Torati <i>et al.</i> (2011)
		Palaemonidae	<i>Macrobrachium acanthurus</i> (Wiegmann, 1836)	X	X	SM, GU, DO, MA	CU, JA, HI, PR	Southeastern USA, Mexico, Nicaragua, Panama, Colombia,	Holthuis (1952); Chace and Hobbs (1969); Lim <i>et al.</i>

						Venezuela, Suriname, Brazil	(2002); Lévêque (1974); Torati <i>et al.</i> (2011)
						From USA (Florida and Texas) to Brasil	Chace and Hobbs (1969); Lévêque (1974)
						Panama, Colombia, Venezuela	Chace and Hobbs (1969); Lim <i>et al.</i> (2002); Torati <i>et al.</i> (2011)
						-	Chace and Hobbs (1969); Lévêque (1974); Lim <i>et al.</i> (2002)
						From Mexico to Brazil	Chace and Hobbs (1969); Lévêque (1974); Lim <i>et al.</i> (2002)
						India, South Asia, the Philippines, New Guinea, North Australia	Alston (1991); Eldredge (1994); Williams <i>et al.</i> (2001); Kairo <i>et al.</i> (2003)
						Guatemala, Panama, Brazil	Hostache (1992); Chace and Hobbs (1969); Lim <i>et al.</i> (2002); Torati <i>et al.</i> (2011)
						Australia, Papua New Guinea, South Africa, Mexico, Israel, etc	Williams <i>et al.</i> (2001); Lawrence and Jones (2002); BEST Commission (2003); Zimmerman (2003); Bortolini <i>et al.</i> (2007); Snovsky and Galil (2011)
Parastacidae	<i>Cherax quadricarinatus</i>	X		MA	BH, JA		
Xiphocaridae	<i>Xiphocaris elongata</i> (Guérin-Méneville, 1855)	X	X	GU, DO, MA, SL, BA	CU, JA, PR	-	Lim <i>et al.</i> (2002)
Grapsidae	<i>Sesarma roberti</i> (H. Milne Edwards, 1853)	X	X	GU, DO, MA, SL, BA, TAT	CU, HI, JA, HA, PR	-	Chace and Hobbs (1969); Starmüllhner and Therezien (1983); Abele (1992)
Pseudothelphusidae	<i>Guinotia dentata</i> (Latreille,	X	X	GU, DO, MA,	-	-	Lim <i>et al.</i> (2002);

			1825)			SL, SV			Rodriguez and Lopez (2003)
Insecta	Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus monticulus</i> (Flint, 1968)	X	X	GU, DO, MA	-	-	Botosaneanu (2002)
		Ecnomidae	<i>Austrotinodes sp.</i>		X				
			<i>Austrotinodes madininae</i> (Botosaneanu, 1990)	X		MA			Botosaneanu (2002)
		Glossosomatidae	<i>Protophila dominicensis</i> (Flint, 1968)		X	GU, DO			Botosaneanu (2002)
		Hydropsychidae	<i>Leptonema archboldi</i> (Flint, 1968)	X	X	GU, DO, MA	-	-	Botosaneanu (2002)
			<i>Smicridea sp.</i>	X	X				
			<i>Smicridea astarte</i> (Malicky, 1980)		*	GU	-	-	Botosaneanu (2002)
			<i>Smicridea karukera</i> (Botosaneanu, 1994)		*	GU	-	-	Botosaneanu (2002)
			<i>Smicridea simmonsii</i> (Flint, 1968)	*		MA, SL, SV	-	-	Botosaneanu (2002)
		Helicopsychidae	<i>Helicopsyche sp.</i>	X	X				
			<i>Helicopsyche apicauda</i> (Flint, 1968)		*	GU, DO	-	-	Botosaneanu (2002)
			<i>Helicopsyche guadeloupensis</i> (Malicky, 1980)	*	*	GU, DO, MA, SL, ?GR	-	-	Botosaneanu (2002)
		Hydroptilidae	<i>Alisotrichia sp.</i>	X	X				
			<i>Alisotrichia orophila guadeloupea</i> (Botosaneanu, 1994)		*	GU	-	-	Botosaneanu (2002)
			<i>Alisotrichia orophila orophila</i> (Flint, 1968)	*		DO, MA	-	-	Botosaneanu (2002)
			<i>Alisotrichia timouchela</i> (Botosaneanu, 1989)	*	*	GU, MA, SV	-	Venezuela	Botosaneanu (2002); Harris and Flint (2002)
			<i>Bredinia dominicensis</i> (Flint, 1968)	*		DO, MA, TAT		Costa Rica, Panama, Equator	Botosaneanu (2002); Harris <i>et al.</i> (2012)
			<i>Byrsopteryx sp.</i>	X	X				
			<i>Byrsopteryx bipartiterga</i> (Botosaneanu, 2000)		*	GU	-	-	Botosaneanu (2002)
			<i>Byrsopteryx septempunctata</i> (Flint, 1968)		*	GU, DO	-	-	Botosaneanu (2002)
			<i>Cerasmatrix sp.</i>	X	X				

<i>Cerasmatrixia dominicensis</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA	-	-	Botosaneanu (2002)
<i>Cerasmatrixia wirthi</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA	-	Venezuela	Botosaneanu (2002); Botosaneanu and Thomas (2005)
<i>Hydroptila sp.</i>	X	X				
<i>Hydroptila antillarum</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA, SL	-	-	Botosaneanu (2002)
<i>Hydroptila martorelli</i> (Flint, 1964)		*	GU	PR	-	Botosaneanu (2002)
<i>Leucotrichia sp. 1</i>	*		MA	-	-	Botosaneanu (2002)
<i>Metrichia sp.</i>	X	X				
<i>Metrichia campana</i> (Flint, 1968)		*	GU, DO	-	-	Botosaneanu (2002)
<i>Metrichia exclamationis</i> (Flint, 1968)		*	?GU, DO	-	-	Botosaneanu (2002)
<i>Metrichia similis</i> (Flint, 1968)		*	GU, DO	-	-	Botosaneanu (2002)
<i>Metrichia carbetina</i> (Botosaneanu, 1994)		*	GU	-	-	Botosaneanu (2002)
<i>Metrichia madicola</i> (Botosaneanu, 1994)	*	*	GU, MA	-	-	Botosaneanu (2002); Botosaneanu and Thomas (2005)
<i>Metrichia rawlinski</i>	*		DO, MA			Botosaneanu (2002)
<i>Neotrichia sp.</i>	X	X				
<i>Neotrichia iridescens</i> (Flint, 1964)	*	*	GU, DO, MA, SL	CU, JA, HI, PR	-	Botosaneanu (2002)
<i>Neotrichia lacertina</i> (Botosaneanu, 1994)	*	*	GU, MA	-	-	Botosaneanu (2002); Botosaneanu and Thomas (2005)
<i>Neotrichia tauricornis</i> (Malicky, 1980)	*	*	GU, MA, SL, GR, TAT	-	Panama, Colombia	Botosaneanu (2002)
<i>Ochrotrichia sp.</i>	X	X				
<i>Ochrotrichia brayi</i> (Flint, 1968)		*	?GU, DO	-	-	Botosaneanu (2002)
<i>Ochrotrichia ponta</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA, SV, GR	-	-	Botosaneanu (2002)
<i>Ochrotrichia sp. 1</i> (Flint et Sykora, 1993)		*	GU	-	-	Botosaneanu (2002)
<i>Oxyethira sp.</i>	X	X				

	<i>Oxyethira (Damphitrichia) arizona</i>	*		DO, MA	CU, JA, HA, PR	Central America, SW USA	Botosaneanu (2002)
	<i>Oxyethira (D.) simulatrix cubana</i> (Kumanski, 1987)	*		GU	CU, JA, HA	-	Botosaneanu (2002)
	<i>Oxyethira tega antillarum</i> (Botosaneanu, 1994)	*		GU, DO	-	-	Botosaneanu (2002)
	<i>Oxyethira (Loxotrichia) janella</i> (Denning, 1948)	*		GU, DO	CU, JA, HA, RD, PR, VI	SE USA	Botosaneanu (2002); Harris <i>et al.</i> (2012)
	<i>Oxyethira (L.) tica</i> (Holzenthal et Harris, 1992)	*	*	GU, DO, MA, SL, SV, BA, GR, TAT	-	From Mexico to Venezuela and Brazil	Botosaneanu (2002); Morse (2013)
	<i>Zumatrichia sp.</i>	X	X				
	<i>Zumatrichia anomaloptera</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA, SL, SV, BA, GR, TAT	-	-	Botosaneanu (2002)
	<i>Zumatrichia antillensis</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA, SL, SV, GR			Botosaneanu (2002)
	<i>Zumatrichia lezarda</i> (Malicky, 1980)	*		GU	-	-	Botosaneanu (2002)
Leptoceridae	<i>Amphoropsysche insularis</i> (Flint, 1968)	X	X	GU, DO, MA	-	-	Botosaneanu (2002); Botosaneanu and Thomas (2005)
	<i>Atanatolica dominicana</i> (Flint, 1968)	*	X	GU, DO, MA	-	-	Botosaneanu (2002)
	<i>Oecetis knutsoni</i> (Flint, 1981)	*		GU	-	Venezuela, Colombia, Bolivia, Perou	Botosaneanu (2002)
Philopotamidae	<i>Chimarra sp.</i>	X	X				
	<i>Chimarra antilliana</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA, SL, SV	?CU	-	Botosaneanu (2002)
	<i>Chimarra dominicana</i> (Flint, 1968)	*		DO, MA	-	-	Botosaneanu (2002)
	<i>Chimarra haesitationis</i> (Botosaneanu, 1994)	*		GU	-	-	Botosaneanu (2002)
	<i>Chimarra quadrifurcata</i> (Botosaneanu, 1994)	*		GU	-	-	Botosaneanu (2002)
Polycentropodidae	<i>Cernotina lutea</i> (Flint, 1968)	*	X	GU, DO, ?MA	-	-	Botosaneanu (2002); Botosaneanu and Thomas (2005)
	<i>Polycentropus insularis</i> (Banks, 1938)	*	*	GU, MA, DO, GR	-	-	Botosaneanu (2002)
	<i>Polyplectropus bredini</i> (Flint, 1968)	*	*	GU, DO, MA,	-	-	Botosaneanu (2002)

		1968)			SL, GR					
Ephemeroptera	Xiphocentronidae	<i>Xiphocentron sp.</i>	X	X						
		<i>Xiphocentron fuscum</i> (Flint, 1968)		*	GU, DO, ?SL	-	-	Botosaneanu (2002)		
			<i>Xiphocentron parentum</i> (Botosaneanu, 1988)		*	MA	-	-	Botosaneanu (2002)	
	Baetidae		<i>Americabaetis sp.</i>	X	X					
			<i>Americabaetis humilis</i> (Hofmann, et Thomas, 1999)		*	GU	-	-	Hofmann <i>et al.</i> (1999)	
			<i>Americabaetis spinosus</i> (Hofmann et Thomas, 1999)		*	GU	-	-	Hofmann <i>et al.</i> (1999)	
			<i>Callibaetis sp.</i>	X		MA				
			<i>Callibaetis floridanus</i> (Banks, 1900)		X	GU	CU, PR, VI	SE USA, Mexico, El Salvador, Honduras, Guatemala	Lugo-Ortiza and McCafferty (1996); Hofmann <i>et al.</i> (1999); Gonzales-Lazo <i>et al.</i> (2008)	
			<i>Cloedes sp.</i>	X		MA				
			<i>Cloedes caribensis</i> (Hofmann et Thomas, 1999)		X	GU	-	-	Hofmann <i>et al.</i> (1999)	
			<i>Fallceon sp.</i>	X		MA				
			<i>Fallceon ater</i> (Hofmann et Thomas, 1999)		X	GU	-	-	Hofmann <i>et al.</i> (1999)	
		Caenidae		<i>Caenis catherinae</i> (Hofmann et Thomas, 1999)	X	X	GU, MA	-	-	Hofmann <i>et al.</i> (1999)
				<i>Caenis femina</i> (Hofmann et Sartori, 1999)	X	X	GU, MA	-	-	Hofmann <i>et al.</i> (1999)
		Leptohyphidae		<i>Leptohyphes sp.</i>	X		MA			
			<i>Allenhyphes flinti</i> (Allen, 1973)		X	SK, MO, GU, DO	-	Panama, Venezuela	Allen (1973); Hofmann <i>et al.</i> (1999); Baumbardner (2008)	
	<i>Leptohyphes guadeloupensis</i> (Hofmann et Sartori, 1999)			X	GU	-	-	Hofmann <i>et al.</i> (1999); Baumbardner (2008)		
	<i>Tricorythodes sp.</i>		X		MA					
	<i>Tricorythodes griseus</i> (Hofman et Sartori, 1999)			X	GU	-	-	Hofmann <i>et al.</i> (1999); Baumbardner (2008)		

	Leptophlebiidae	<i>Hagenulopsis guadeloupensis</i> (Hofmann et Peters, 1999)	X		GU	-	-	Hofmann <i>et al.</i> (1999)
		<i>Hagenulopsis Traveræ</i> <i>marginata</i> (Thomas et Boutonnet, 2004)	X		MA	-	-	
		<i>Terpides jessiae</i> (Peter et Harrison, 1974)	X		MA, SV	-	Central America, Costa Rica, Nicaragua	Peters and Harrison (1974); McCafferty (1985); McCafferty and Lugo-Ortiz (1996); Boutonnet <i>et</i> <i>al.</i> (2004); Meyer <i>et</i> <i>al.</i> (2008)
Heteroptera	Belostomatidae	<i>Belostoma sp.</i>	X	*				
	Corixidae	<i>Centrocorixa sp.</i>	*	*				
		<i>Trichocorixa sp.</i>	*	*				
	Gerridae	<i>Brachymetra sp.</i>	X	X				
		<i>Limnogonus sp.</i>	X	X				
		<i>Rheumatobates sp.</i>	X	X				
		<i>Trepobates sp.</i>	X	X				
	Hebridae	<i>Hebrus sp.</i>	X	X				
		<i>Merragata sp.</i>			*			
	Hydrometridae	<i>Hydrometra sp.</i>		*				
	Mesoveliidae	<i>Mesovelia sp.</i>	X	X				
	Naucoridae	<i>Pelocoris sp.</i>		*				
	Nepidae	<i>Ranatra sp.</i>	X	*				
	Notonectidae	<i>Buenoa sp.</i>		*				
		<i>Notonecta sp.</i>			*			
Pleidae	<i>Paraplea sp.</i>		X					
Veliidae	<i>Microvelia sp.</i>	X	X					
	<i>Rhagovelia sp.</i>	X	X					
	<i>Steinovelia sp.</i>	X	X					
Coleoptera	Dysticidae	<i>Laccophilus sp.</i>	X	X				

	Dryopidae	<i>Unidentified</i>	X	*						
		<i>Hexanchorus caraibus</i> (Coquerel, 1851)	X	X	GU, DO, MA, SL, SV	-	-			Spangler and Santiago-Fragoso (1992); Peck (2011)
	Elmidae	<i>Cylloepus sp.</i>		*						
		<i>Macrelmis sp.</i> (as <i>Elsianus sp.</i>) (Motschulsky, 1839)	X	X						
		<i>Neoelmis sp.</i> (Musgrave 1935)	X	X						
	Gyrinidae	<i>Gyretes sp.</i>	X	X						
	Hydraenidae	<i>Hydraena sp.</i>	X	X						
		<i>Laccobius sp.</i>	X	X						
	Hydrophilidae	<i>Tropisternus sp.</i>	X	X						
		<i>Berosus sp.</i>	X	X						
	Psephenidae	<i>Unidentified</i>	X	X						Darlington (1936)
	Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus sp.</i>	X							
Odonata	Coenagrionidae	<i>Argia concinna</i> (Rambur, 1842)		X	GU, DO, ?SV	-	-			Meurgey and Picard (2011)
		<i>Enallagma coecum</i> (Hagen, 1861)	X	X	MO, GU, DO, MA, SL	JA, HA, RD, PR, VI	-			Meurgey and Picard (2011) Needham <i>et al.</i> (1996); Needham <i>et al.</i> (2000); Garrison <i>et al.</i> (2006); Meurgey and Picard (2011)
		<i>Ischnura ramburii</i> (Selys in Sagra, 1857)	X	X	AN, SM, SB, BA, MO, GU, DO, MA, SL, SV, GR, BA	BH, CU, CA, JA, HA, RD, PR, IV	USA, Costa Rica, Nicaragua, Panama, Paraguay, Brasil, Colombia, Chile			Meurgey and Picard (2011)
	Libellulidae	<i>Brechmorhoga archboldi</i> (Donnelly, 1970)	X	X	?MO, GU, DO, MA	-	-			Meurgey and Picard (2011) Garrison <i>et al.</i> (2006); Meurgey and Picard (2011)
		<i>Brechmorhoga praecox</i> (Hagen, 1861)	X		MA	-	From Central America to Brasil			Garrison <i>et al.</i> (2006); Meurgey and Picard (2011)
		<i>Dythemis sterilis</i> (Hagen, 1861)	X	X	MO, GU, DO, MA, SL, SV, GR, TAT	-	From Central America to Venezuela			Garrison <i>et al.</i> (2006); Meurgey and Picard (2011)
		<i>Macrothemis meurgeyi</i> (Daigle, 2007)		X	?MO, GU	-	-			Meurgey and Picard (2011)
	Protoneuridae	<i>Protoneura ailsa</i> (Donnelly, 1961)	X		DO, MA, SL	-	-			Meurgey and Picard (2011)
		<i>Protoneura romanae</i> (Meurgey, 1961)	X		?MO, GU	-	-			Meurgey and Picard (2011)

		2006)			(2011)	
Lepidoptera	Pyralidae	Unidentified	X	X		
		Unidentified	X	X		
Diptera	Blephariceridae		X	X		
	Canacidae		X			
	Cecidomyiidae		X	X		
	sF/ Ceratopogoninae	Unidentified	X	X		
	sF/ Dasyheleinae		X	X		
	sF/ Forcypomyinae	<i>Atrigopogon sp.</i>		X	X	
		<i>Forcypomya sp.</i>		X	X	
	sF/ Chironominae	Chironomini		X	X	
		Chironomini : <i>Stenochironomus sp.</i>		X	X	
		Tanytarsini		X	X	
	sF/ Orthocladiinae	Unidentified		X	X	
		<i>Corynoneura sp.</i>		X	X	
	sF/ Tanypodinae		X	X		
	Culicidae		X	X		
	Dolichopodidae		X	X		
	Empididae	<i>Hemerodromia sp.</i>		X	X	
	Ephydriidae		X	X		
	Limoniidae		X	X		
	Psychodidae			X	X	
<i>Maruina sp.</i>			X	X		
Rhagionidae	<i>Chrysopilus sp.</i>		X	X		
Scatopsidae			*			
Simuliidae			X	X		
Sratiomyidae	<i>Allognosta sp.</i>			X		
Syrphidae			X	X		

CESAC (2001)

III. BIOTYPOLOGIE DES COURS D'EAU DE MARTINIQUE

Ce chapitre a fait l'objet d'un article publié dans la revue scientifique *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* en 2013.

Patrons de distribution des invertébrés et typologie des rivières pour la mise en oeuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau en Martinique, Antilles Françaises

Au cours de la dernière décennie, la Directive Cadre Européenne sur l'Eau a promu le développement d'outils de bioindication de la qualité des eaux douces au sein des états membres. L'absence de travaux sur l'Outre-Mer révèle une connaissance minimale de la distribution des espèces aquatiques dans ces régions de l'Europe. Les invertébrés benthiques (84 taxons), ainsi que des variables décrivant l'utilisation des terres, l'habitat physique et la chimie de l'eau (26 variables) ont été quantifiés sur 51 stations en Martinique (Antilles Françaises). Des analyses canoniques et l'algorithme de Ward ont permis de dégager des patrons d'organisation des communautés en relation avec les conditions environnementales, puis une partition de variance a permis de préciser l'influence de la géomorphologie et des perturbations anthropiques sur ces patrons. La richesse spécifique décroît des cours d'eau de tête de bassin à la plaine, et la composition des communautés change du nord au sud de l'île. La proportion de variance expliquée par les variables géomorphologiques est globalement supérieure à celle expliquée par les variables anthropiques. La géomorphologie et la couverture végétale définissent les sous-régions écologiques pour la faune aquatique. Les îles des Caraïbes ont des pools d'espèces pauvres ; pourtant, et malgré la petite surface de la Martinique (1080 km²), les communautés d'invertébrés montrent une variabilité spatiale en terme de composition et de traits (insectes, crustacés, mollusques) en relation avec les conditions locales.

***Mots-clés :** indicateurs biologiques, outre-mer, conditions de référence, classification, rivières tropicales.*

Invertebrate distribution patterns and river typology for the implementation of the framework Directive in Martinique, French Lesser Antilles.

Caroline BERNADET^{1,2,3}, Heliott TOURON-PONCET^{1,2,3}, Catherine DESROSIERS^{1,2,3}, Arthur COMPIN^{1,2}, Nicolas BARGIER^{3,4}, Régis CEREGHINO^{1,2*}

¹ Université de Toulouse, INP, UPS EcoLab (Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement), 118 Route de Narbonne, 31062 Toulouse, France.

² CNRS, EcoLab, 31062 Toulouse, France

³ Asconit Consultants Caraïbes, ZI Champigny, 97224 Ducos, Martinique, France

⁴ Asconit Consultants, Parc Scientifique Tony Garnier 6-8 espace Henry Vallée, 69366 Lyon Cedex 07, France

Running Head: Implementing the Water Framework Directive in Martinique

*Corresponding author: E-mail: regis.cereghino@univ-tlse3.fr

Phone: +33 561 558 436

Abstract

Over the past decade, Europe's Water Framework Directive provided compelling reasons for developing tools for the biological assessment of freshwater ecosystem health in member States. Yet, the lack of published study for Europe's overseas regions reflects minimal knowledge of the distribution patterns of aquatic species in Community's outermost areas. Benthic invertebrates (84 taxa) and land-cover, physical habitat and water chemistry descriptors (26 variables) were recorded at fifty-one stations in Martinique, French Lesser Antilles. Canonical Correspondence Analysis and Ward's algorithm were used to bring out patterns in community structure in relation to environmental conditions, and variation partitioning was used to specify the influence of geomorphology and anthropogenic disturbance on invertebrate communities. Species richness decreased from headwater to lowland streams, and species composition changed from northern to southern areas. The proportion of variation explained by geomorphological variables was globally higher than that

explained by anthropogenic variables. Geomorphology and land cover played key roles in delineating ecological sub-regions for the freshwater biota. Despite this and the small surface area of Martinique (1080 km²), invertebrate communities showed a clear spatial turnover in composition and biological traits (e.g., insects, crustaceans and molluscs) in relation to natural conditions.

Key-words: biological indicators; overseas regions; reference conditions; river classification; tropical rivers

III.1. Introduction

Intended to protect *all* surface waters in Member States, Europe's Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC) has provided compelling reasons for developing practical tools for the biological assessment of freshwater ecosystem health. According to the WFD guidelines, *ecological health* must be defined in terms of similarity to an undisturbed ("reference") state. The Reference Condition Approach (RCA, Bailey *et al.*, 2003) notably implies the characterization of biological communities (fish, invertebrates, diatoms, phytoplankton, plants) expected to occur where there is (almost) no anthropogenic disturbance (Chaves *et al.*, 2011; Wallin *et al.*, 2003). Geomorphological, physical, and chemical attributes of freshwater systems have to be associated with biological features too when defining undisturbed conditions. Recent examples of RCA-based works in continental Europe can be found in Gabriels *et al.* (2010) (Belgium), Delgado *et al.* (2010) (Spain), Kelly *et al.* (2012) (Ireland), and Mondy *et al.* (2012) (France).

The European Union (EU) has 34 overseas territories which belong to six member states (Denmark, France, the Netherlands, Portugal, Spain, and the United Kingdom). Although they occur across a range of biogeographic areas from polar to tropical latitudes, these territories are subjected to EU's water legislation too. In other words, overseas regions have the same water policy objectives as the continental ones, and must fulfil WFD's goals. To date however, there has been no published WFD-compliant method for river bioassessment in any European overseas region, and even preliminary work (i.e., stream classifications based on river biota, identification of reference conditions) is lacking. Reference conditions and metrics designed for the European continent cannot be transposed to

overseas regions, at least for two major reasons. Firstly, biogeographic differences in community composition/structure preclude the adaptation of current metrics. For instance, entire indicator groups are absent from some biogeographic areas, e.g., stoneflies (a particularly sensitive group of taxa in Europe) are absent in the Lesser Antilles (Caribbean Sea), Macaronesia (Atlantic Ocean) and the Reunion (Indian Ocean), and are scarce in French Guiana (South-America) (ENSAT, 1995; Hughes, 2005; Stark, 2000; Starmühlner, 1977). Secondly, and perhaps more importantly, limited scientific effort has been directed at characterizing how rivers in overseas Europe differ in terms of biological communities, and how these communities respond to changes in abiotic conditions. As a consequence, tolerance to water pollution and Ecological Quality Ratios (ratios between observed biological parameters and the expected values under reference conditions (Anonymous, 2003)) cannot be defined yet.

The present study takes a step towards the development of WFD-compliant bioassessment tools in overseas Europe. It was conducted in Martinique (French Lesser Antilles, Caribbean), one of France's eleven inhabited overseas territories. Martinique freshwaters suffer from chemical-physical degradation due to human population growth on a cramped territory (400 000 inhabitants in 2009, 1100 km²; INSEE, 2009). Routine surveys conducted by local consultancies and environmental agencies revealed changes in river invertebrate communities in relation to local physical and chemical conditions (Asconit Consultants, Unpublished data). However, we still don't know how geomorphological variables influence invertebrate distribution patterns in Caribbean islands, and to what extent anthropogenic disturbance overrides geomorphological controls on the distribution patterns of macroinvertebrates at the local (station) to regional (island) scale (Huryñ and Wallace, 1987; Sandin and Johnson, 2000; Wu and Legg, 2007). To address this question, we sampled invertebrate communities at 51 stations distributed across Martinique's stream systems, and we used an *a posteriori* inductive approach to bring out patterns of macroinvertebrate communities in relation to a set of physical, chemical and land-cover variables. Variance partitioning was used to tease out the effects of geomorphology (e.g., elevation, riverbed substrate) and anthropogenic impacts (land-cover, water chemistry). We discuss freshwater invertebrate diversity and distribution in the context of water policy and make suggestions for future directions.

III.2. Material and methods

Study area

Martinique is a volcanic island of the French Lesser Antilles (surface area = 1080 km²). The North of the island is mountainous (“*Montagne Pelée*” volcano, elevation = 1397 m a.s.l.) and covered by wet forest, the South area consists in plains and hills (maximum elevation = 507 m a.s.l.) mainly covered by agricultural and urban lands (Fort-de-France capital city, tourist resorts). Running waters consist in 70 streams, mostly concentrated in the North area. Watersheds are 15 km² on average (maximum area = 116 km²). The climate is tropical moist, the mean annual air temperature is 27°C. Rainfalls range from <1000 mm per year in the South to >10000 mm per year on the northern mountaintops. A dry season (“*Carême*”) occurs between December and April.

Environmental variables

Fifty-one stations were sampled during the dry season in April 2010 (*Figure 23*). These stations were evenly distributed and represented 45 rivers (the island has a total of 70 referenced rivers). All unimpacted (reference) stations belonged to the network of reference stations formally defined by the regional Environmental Administration (*Direction de l’Environnement, de l’Aménagement et du Logement, Martinique*) as per WFD rules. Stations subjected to anthropogenic impacts (urban, industrial or agricultural runoff, wastewater treatment plants) were selected based on field observation and on water chemistry analyses provided to us by the above-mentioned Administration.

Each station was characterized using fourteen chemical variables, nine physical variables and three land-cover variables. Three physical-chemical variables were directly measured in the field using a multiparametric Hydrolab Quanta probe: conductivity ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH, and dissolved oxygen ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Water samples were also collected at the same time of invertebrate sampling, transported to the laboratory on ice and frozen to be analyzed by the Laboratoire Départemental de la Drôme, France. The following chemical variables were measured following standard methods summarized in ASCONIT (2012a): turbidity (NTU), suspended solids, ammonium, nitrate, sulfate, bicarbonate, chloride, silice, total phosphorus and potassium, and biological oxygen demand ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

The percentage composition of substrate types was determined at each sampling station as: %litter, %submerged vegetation, %submerged roots, %sand (particle size <2 mm), %gravels (2-25 mm), %pebbles (25-250 mm), %boulders (>250mm), and %rocky outcrops. Together with elevation above sea level (m a.s.l.), these physical variables relate the location of sampling stations along the upstream-downstream river continuum.

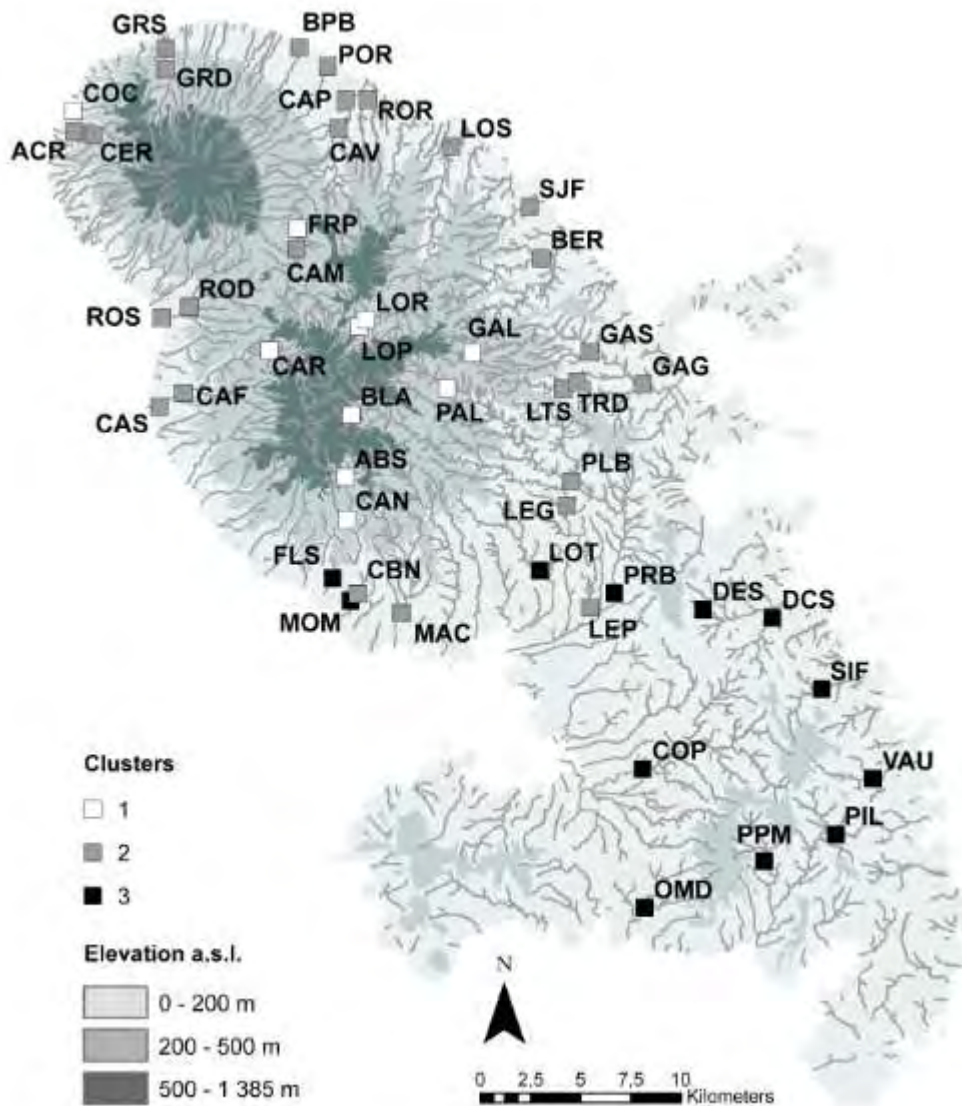


Figure 23. Distribution of sampling stations in the Martinique rivers. Different markers are used to assign stations to clusters 1–3 derived from the CCA analysis and Ward’s algorithm (see also Figure 24).

Finally, land cover was quantified at each station using a Geographic Information System (GIS, ESRI ArcGis 10). The 3 land-cover variables extracted were the percent areas covered by forest (areas occupied by broad-leaved forest, shrubs and herbaceous vegetation

associations), urbanization (industrial, commercial and transport units; artificial and non-agricultural vegetated areas), and agriculture (arable lands, permanent crops and pasture). These percentages were estimated on 1,000 m-long \times 100 m-large riparian corridor (buffer zone) located immediately upstream from the sampling station (see Compin and Céréghino (2007) for methodological and theoretical details). Digital land-cover information was extracted from the CORINE land-cover database for Martinique (French Ministry of Ecology, <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/t/telechargement-donnees-sig-corine-land-cover-dom.html>; see also Cruikshank and Tomlison (1996)). This database was generated from orthorectified satellites images and provides thematic GIS map layers including up to 24 land-cover classes with a mapping scale of 1:100,000.

Invertebrate sampling

Macroinvertebrate sampling was carried out during the dry season in April 2010, during low flow, using the Multi-Habitat Sampling normalized protocol (norm XP T 90-333 in AFNOR, 2009). Twelve sample units were taken from the various habitat types, according their coverage area. Sample units are distributed as follows: four sample units were taken from marginal habitats (i.e. habitats which cover less than 5% of the sampling station) (group A), four samples units were taken from major habitats (habitats which cover at least 5% of the sampling station) and potentially have a high carrying capacity for invertebrates (group B), and the last four sample units were taken from major habitats too but in proportion to their relative coverage within the sampling station (group C), taking into account those habitats already sampled in group B. All samples were taken with a standard Surber sampler (sampling area 0.05 m², mesh size 500 μ m), and preserved in formalin (4% final concentration). In the laboratory, invertebrates were sorted, identified to species or genus (except for Oligochaeta and Diptera), and counted, in order to calculate the density of each taxon (individuals per m²).

Data analysis

Multivariate ordination was used to examine the relationships between 26 environmental variables, sampling stations, and density data for 84 invertebrate taxa. The densities were log (n+1)-transformed prior to analysis. An initial Detrended Correspondence Analysis (DCA) in CANOCO v4.5 (Ter Braak and Smilauer, 1998) showed high species turnover (gradient = 2.629) along Axis 1; thereafter, a Canonical Correspondence Analysis (CCA) was used to

examine invertebrate relationships with sampling stations and with the environmental variables (Lepš and Šmilauer, 2003). Forward selection was employed to test which of the environmental variables explained a significant ($p < 0.05$) proportion of the species variance. The significance of explanatory variables was tested against 500 Monte-Carlo permutations. Ward's algorithm was applied to the scores of sampling stations on the CCA axes, in order to divide the scatterplot into clusters. To ease interpretations, these clusters were plotted on a geographic map of the island. The adequacy of invertebrate sampling was assessed by plotting the cumulative frequency of species against sampling effort (sample-rarefaction curve with 500 randomizations) for each cluster (Colwell *et al.*, 2004).

In order to further specify the relative influence of geomorphological controls and anthropogenic disturbance on the general patterns of invertebrate community structure, variation partitioning was applied as follows: (1) partial CCA of the species matrix constrained by significant geomorphological variables (elevation, %boulders, %rocky outcrops, conductivity, see results) and significant "anthropogenic" variables as covariate (%agricultural lands, suspended solids, dissolved oxygen, ammonium); (2) partial CCA of the species matrix constrained by significant anthropogenic variables and significant geomorphological variables as covariate, and (3) CCA of the species matrix constrained by a matrix of each group of variables one at a time. We estimated the pure effects of geomorphology and anthropogenic disturbance as the sum of eigenvalues of canonical axes in analyses (1) and (2), respectively. The effect shared by both groups of variables (shared variance fraction) was obtained by subtracting the sum of variability of (1) and (2) from the amount of variability explained by (3) (Lepš and Šmilauer, 2003). Variation partitioning was first applied to the entire dataset (51 sampling stations), and then to each cluster individually.

Finally, in order to provide further indication of invertebrate community responses, the distributions of species richness, community evenness (Simpson index) and entropy (Shannon index) were compared among Ward clusters using Kruskal-Wallis tests. These statistical tests were performed using the Past software (version 2.15) (Hammer *et al.*, 2001).

III.3. Results

III.3.1. Classification of sampling stations

Axes 1 and 2 of the CCA accounted for 19.9% of the total species variance and 29.8% of the species-environment relationship. Eigenvalues for axes 1 and 2 were 0.31 and 0.22, respectively. Species-environment correlations were 0.963 for axis 1 and 0.977 for axis 2.

Forward selection and Monte-Carlo permutations allow us to identify eight variables as explaining a significant amount of the species variance (arrows in *Figure 24a*): elevation, %agricultural lands and dissolved oxygen ($p= 0.002$), suspended solids and ammonium ($p= 0.018$), %boulders and conductivity ($p= 0.022$), %rocky outcrops (0.024).

Ward's algorithm helped to identify three clusters of stations (*Figure 24*). When clusters were plotted on a geographic map (*Figure 23*), stations in clusters 1, 2 and 3 delineated three major sub-regions, i.e., northern area at high elevations, northern area at mid- to low-elevations, and southern area, respectively. Stations in cluster 1 were surrounded by dense forest, and overall, the area was deprived of permanent human presence. Based on our analyses and on field observations, most of these stations were supposedly unimpacted, reference stations. Conversely, stations in clusters 2 and 3 were located in agricultural or urban areas. Stations in cluster 2 were characterized by coarse rocky substrate and were well oxygenated, but showed high ammonium concentrations. Stations in cluster 3 were typical of rivers flowing through agricultural lands and showed high concentrations of suspended solids. Higher conductivity values in these areas are related to well-known geochemical anomalies due to the lithology (Lions *et al.* (2008); high concentrations of Na, Ca, Mg, Cl) rather than to anthropogenic impacts.

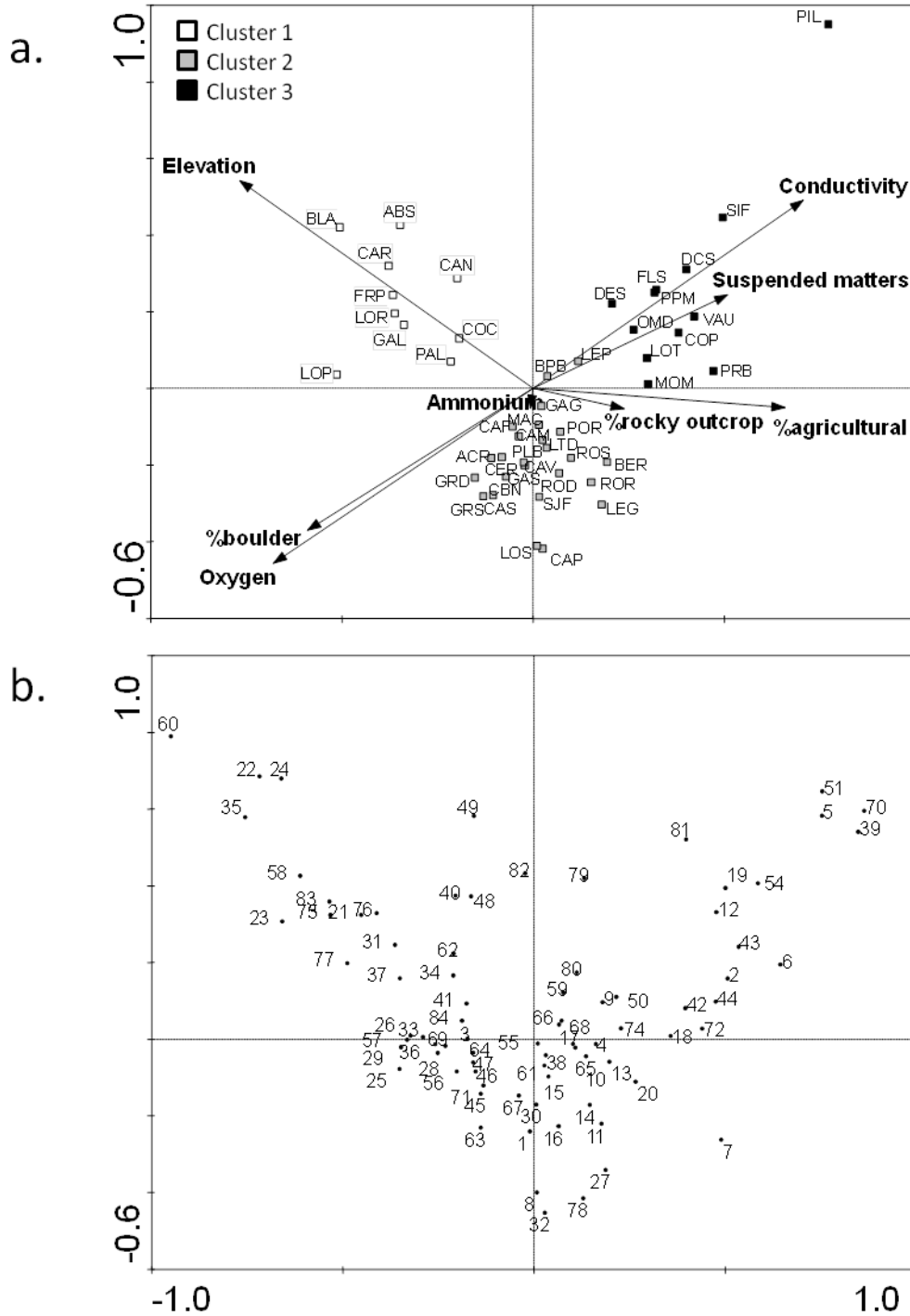


Figure 24. Canonical Correspondence Analysis (CCA) biplots. (a) Sampling stations and environmental variables. Environmental variables are represented as vectors; directions show the gradients, arrow length represents the strengths of the variables on the ordination space. In order to lighten the figure, only variables explaining a significant ($P < 0.05$) proportion of the species variance are represented. Different markers are used to assign stations to clusters 1-3 (see text for a description). (b) distribution of invertebrate taxa in ordination space. Invertebrates are identified by numbers as in Table I.

III.3.2. Compositional structure of invertebrate communities

Eighty-four taxa were identified from 51 stations (*Tableau 10, Figure 24b*). Based on asymptote values of rarefaction curves, we estimate that we sampled 93%, 98% and 100% of the estimated richness in clusters 1, 2, and 3, respectively. Invertebrate communities of stations in cluster 1 were mainly composed of insects (> 90% of the taxa, *Figure 25*), especially Trichoptera (mostly Hydropsychidae), Ephemeroptera (Baetidae and Leptoheptidae) and Coleoptera (Elmidae). Stations in cluster 2 showed high density for insect orders/families (Trichoptera Philopotamidae and Hydroptilidae, and Diptera Chironomidae), but also had higher density for Mollusca (Thiaridae, Physidae) and Crustacea (Atyidae and Palaemonidae). Stations in cluster 3, which were located in southern part of the island, were characterized by high densities of Mollusca (Thiaridae, Planorbidae and Hydrobiidae), Crustacea (Atyidae and Palaemonidae), and Ephemeroptera (Baetidae and Caenidae). Trichoptera (Helicopsychidae, Hydroptilidae, philopotamidae and Hydroptilidae) and Coleoptera (Psephenidae) were also present, but remained scarce.

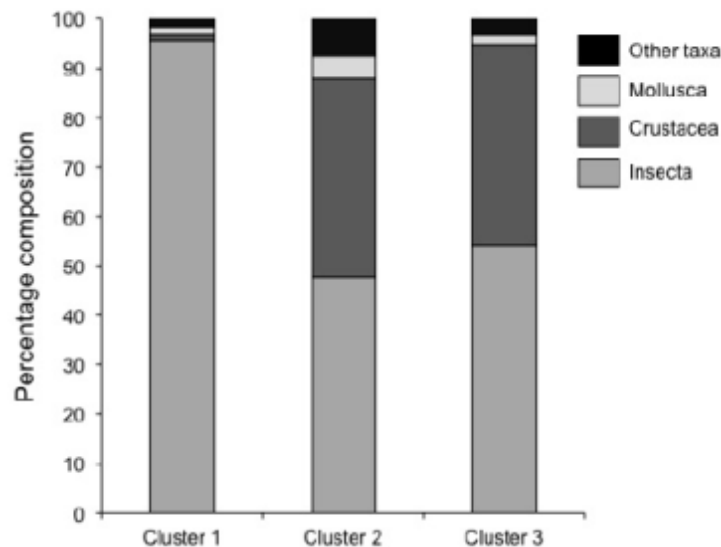


Figure 25. Relative density (% composition) of higher invertebrate taxa among clusters.

III.3.3. Variation partitioning

Among the eight significant explanatory variables previously identified by means of forward selection, four were associated to anthropogenic pressure (oxygen, ammonium and suspended solids, %agricultural lands). The others (elevation, %boulders, %rocky outcrop and conductivity) were related to geomorphology *sensu lato*. The proportions of pure anthropogenic variation and pure geomorphological variation for the 51 stations were 20.0% and 28.7%, respectively. The effect shared by both groups of variables was 11.6%. Finally, the unexplained fraction of the overall variation in invertebrate communities was 39.7%

When variation partitioning applied to each cluster, the total explained variation was higher for clusters 1 and 3 than for the 51 sites (*Tableau 9*; > 87% in clusters 1 and 3). The proportion of pure geomorphological variation (56.6%) was higher than the proportion of pure anthropogenic variation (31.7%) in cluster 1. However, proportions of pure geomorphological variation and pure anthropogenic variation were similar in cluster 2 (18.1 and 17.9%, respectively) and in cluster 3 (43.2 and 41.1%, respectively). Finally, it should be noted that cluster 2 showed the highest proportion of unexplained variance (61.8%), suggesting that the most relevant determinants of invertebrate diversity for this specific subset of stations were not included in our analyses.

Tableau 9. Variation partitioning analyses for the entire dataset (all stations) and for each cluster considered separately.

Variance explained (%)	all stations	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3
Pure geomorphological variation	28.7	56.6	18.1	43.2
Pure anthropogenic variation	20	31.7	17.9	41.1
Shared effect	11.6	2.2	2.2	3.2
Unexplained	39.7	9.5	61.8	12.8

Tableau 10. Distribution of the various invertebrate taxa among clusters 1-3. Numbers indicate density (individuals per m²) ± SE. Taxa ID as in Figure 24.

Phylum	Class / Order	Family / Subfamily	Species	ID	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	
Nemertea				1	-	1.15±0.49	0.15±0.15	
Hydracarina				2	-	0.26±0.12	0.61±0.34	
Annelida	Achaeta	Dugesiidae		3	2.67±1.39	7.76±4.93	0.91±0.52	
	Oligochaeta			4	9.00±3.99	273.01±161.32	29.09±5.02	
	Polychaeta			5	-	-	0.45±0.45	
Molluscs	Gastropods	Ancylidae		6	-	0.32±0.32	3.64±1.92	
		Ampullariidae	<i>Pomacea glauca</i>	7	-	0.19±0.19	0.15±0.15	
		Bulinidae	<i>Pleiophysal granulata</i>	8	-	2.44±1.63	-	
		Hydrobiidae		9	0.33±0.22	-	19.39±18.56	
		Neritidae	<i>Neritina</i> sp.	10	0.17±0.17	81.86±70.91	13.94±13.28	
		Physidae	<i>Physa</i> sp.	11	-	48.97±28.95	1.52±0.76	
		Planorbidae		12	0.17±0.17	0.06±0.06	438.03±437.86	
		Thiaridae		13	4.50±2.46	962.24±397.07	305.00±136.39	
				<i>Pisidium</i> sp.	14	0.17±0.17	1.79±1.41	0.15±0.15
Crustacea	Ostracoda			15	0.17±0.17	2.18±0.92	1.06±0.75	
	Decapoda	Atyidae	<i>Atya</i> sp.	16	0.17±0.17	6.73±1.98	0.30±0.20	
			<i>Micratya poeyi</i>	17	10.83±4.72	32.44±11.56	5.76±2.23	
			<i>Jonga serrei</i>	18	-	1.22±1.15	0.61±0.41	
			<i>Xiphocaris elongata</i>	19	-	0.26±0.20	0.91±0.35	
			Palaemonidae	<i>Macrobrachium</i> sp.	20	-	8.40±2.56	3.64±0.97
			Grapsidae	<i>Sesarma</i> sp.	21	0.33±0.33	0.06±0.06	-
			Pseudothelphusidae	<i>Guinotia</i> sp.	22	1.00±0.67	-	-
Insecta	Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> sp.	23	0.50±0.25	-	-	
		Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i> sp.	24	1.00±0.83	-	-	
		Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i> sp.	25	5.50±2.61	2.18±0.99	-	
		Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.	26	162.50±60.74	34.17±13.45	1.52±1.52	

	Hydroptilidae	<i>Alisorichia</i> sp.	27	-	0.23±0.19	-
		<i>Hydroptila</i> sp.	28	2.50±1.80	2.95±1.89	-
		<i>Metrichia</i> sp.	29	0.33±0.33	0.13±0.09	-
		<i>Neotrichia</i> sp.	30	6.00±4.58	4.81±1.54	4.24±2.19
		<i>Oxyethira</i> sp.	31	-	0.32±0.32	-
		<i>Zumatrichia</i> sp.	32	-	2.05±0.78	-
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i> sp.	33	39.67±12.40	11.35±5.13	0.15±0.15
	Polycentropodidae	<i>Cernotina</i> sp.	34	0.50±0.50	0.26±0.26	0.15±0.15
		<i>Polyplectropus</i> sp.	35	8.33±4.98	-	-
	Xiphocentronidae	<i>Xiphocentron fuscum</i>	36	9.33±2.46	5.90±2.92	-
Ephemeroptera	Baetidae	Unidentified	37	2.67±2.49	0.51±0.30	0.30±0.30
		<i>Americabaetis spinosus</i>	38	143.83±82.34	135.19±22.54	148.18±85.42
		<i>Callibaetis</i> sp.	39	-	-	0.45±0.32
		<i>Cloedes caraibensis</i>	40	5.17±2.97	0.13±0.09	1.36±0.92
		<i>Fallceon ater</i>	41	42.33±17.47	5.64±1.83	4.70±2.78
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	42	0.17±0.17	1.09±0.46	6.67±2.64
		<i>Caenis femina</i>	43	0.17±0.17	2.56±0.83	78.94±46.80
		<i>Caenis catherinae</i>	44	-	1.79±0.62	15.91±6.13
	Leptohiphidae	Undetermined	45	19.67±10.80	18.08±6.42	0.91±0.91
		<i>Leptohiphes</i> sp.	46	139.17±54.21	135.51±37.07	3.64±2.50
		<i>Tricorythodes griseus</i>	47	98.17±29.33	60.64±14.77	5.45±3.86
	Leptophlebiidae	Undetermined	48	2.50±1.81	0.13±0.13	1.52±1.22
		<i>Hagenulopsis guadeloupensis</i>	49	10.50±4.57	0.13±0.09	1.06±0.91
		<i>Terpides</i> sp.	50	1.00±0.83	1.67±0.68	23.03±19.03
Heteroptera	Gerridae	Undetermined	51	-	0.06±0.06	1.36±0.54
		<i>Limnogonus</i> sp.	52	-	-	-
		<i>Trepobates</i> sp.	53	-	-	-
	Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp.	54	-	0.32±0.19	0.61±0.46
	Veliidae	<i>Rhagovelia</i> sp.	55	14.00±8.69	12.44±3.23	4.24±2.53
Coleoptera	Elmidae	<i>Elsianus</i> sp.	56	4.50±1.83	2.88±1.02	-

		<i>Hexanchorus</i> sp.	57	26.17±14.89	5.32±1.34	-
	Psephenidae	<i>Psephenops</i> sp.	58	9.67±3.16	0.06±0.06	0.15±0.15
	Staphylinidae		59	0.50±0.25	0.58±0.58	0.30±0.30
Diptera	Blephariceridae		60	2.30±1.99	-	-
	sF/ Ceratopogoninae		61	0.67±0.37	3.33±1.84	0.76±0.47
	sF/ Forcypomyinae	<i>Atrigopogon</i> sp.	62	4.67±1.95	0.58±0.23	0.30±0.20
	Chironomidae	Undetermined	63	0.33±0.22	0.96±0.55	-
	sF/ Chironominae	Undetermined	64	0.83±0.57	0.19±0.19	-
		Chironomini	65	20.67±9.73	110.38±70.33	53.64±12.24
		Tanytarsini	66	21.00±14.07	23.08±10.17	210.00±170.32
	sF/ Orthocladinae		67	41.83±30.20	166.92±69.11	9.70±5.15
	sF/ Tanypodinae		68	18.50±8.15	16.99±4.49	21.67±4.09
		<i>Harrisius</i> spp.	69	6.00±3.14	1.54±0.47	0.15±0.15
	Culicidae		70	-	-	1.21±0.81
	Empididae	<i>Hemerodromia</i> sp.	71	2.33±1.09	4.94±1.58	0.15±0.15
	Ephydriidae		72	0.17±0.17	0.45±0.25	1.52±1.52
	Limoniidae		73	0.33±0.33	0.06±0.06	-
	Psychodidae	Undetermined	74	1.00±0.37	0.90±0.58	13.48±13.32
		<i>Maruina</i> sp.	75	0.33±0.33	0.06±0.06	-
	Rhagionidae	<i>Chrysopilus</i> sp.	76	0.33±0.22	0.06±0.06	-
	Simuliidae		77	2.83±1.24	0.45±0.20	-
	Syrphidae		78	-	0.32±0.32	-
Odonata	Coenagrionidae	Undetermined	79	1.00±0.71	0.38±0.23	1.97±1.07
		<i>Enallagma coecum</i>	80	2.50±2.50	5.58±2.82	3.33±1.25
		<i>Ischnura ramburii</i>	81	0.17±0.17	0.06±0.06	0.91±0.76
	Libellulidae	Undetermined	82	1.67±1.31	0.19±0.11	1.97±1.36
		<i>Macrothemys celleno</i>	83	1.17±0.50	-	-
Lepidoptera	Pyralidae		84	4.17±2.58	1.15±0.54	0.61±0.46

III.3.4. Macroinvertebrate diversity

Overall, box-plots showed a trend for increasing within-cluster variability in community diversity from cluster 1 to clusters 2 and 3 (Figure 26). No significant difference in community diversity indicators was found between clusters 2 and 3. However, the Shannon and Simpson indices showed a significant decrease from cluster 1 to clusters 2 and 3 (Kruskall-Wallis tests, $P < 0.05$).

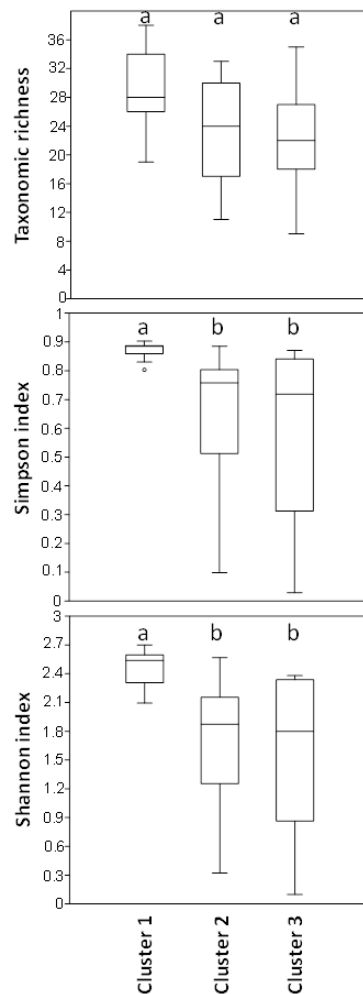


Figure 26. Boxplots of diversity metrics distributions (taxonomic richness, Simpson's evenness, Shannon's Entropy) for the three clusters derived from the CCA and Ward's algorithm, with comparison of pairs of clusters. Significant differences between clusters were tested with Kruskal-Wallis tests; lowercase letters above boxes indicate significant differences at $P < 0.05$.

III.4. Discussion

Throughout the World, river management efforts rely on explicit spatial distribution schemes (Tate and Heiny, 1995). Specifically, both river typology and reference conditions need to be agreed upon before considering further practical developments such as biological quality indices (van de Bund and Solimini, 2006; Mondy *et al.*, 2012). Numerical patterning is therefore needed to provide theoretical backgrounds, and, more specifically, distribution patterns of freshwater organisms must be derived from environmental conditions with emphasis on the influence of natural conditions and anthropogenic impacts. This study thus provides new quantitative information on the distribution and environmental preferences of freshwater invertebrates in the French Lesser Antilles.

Ordination and cluster analyses are frequently used in the exploratory phase of river typologies (Jongman *et al.*, 1995; Céréghino and Park, 2009). Overall, our results highlight the importance of geomorphology (particle size, river competence and erosive forces in relation to elevation, conductivity from headwaters to seashore) and land cover (e.g., agricultural lands and related alterations of water chemistry) in delineating ecological sub-regions for the freshwater biota. It should be noted however that the unexplained variation for the entire dataset (all stations) was quite important (39.7%); therefore, important variables that were not included in our analysis would deserve further investigation. Most stations that formed clusters were geographically adjacent and there was no major spatial discontinuity in invertebrate distribution. Sampling stations were included in our multivariate analysis regardless of *a priori* consideration of disturbance. Thus, we expected that geographically adjacent stations appearing distant in the ordination space (according to macroinvertebrate communities) would represent differences among stations in biological quality. Only four spatial discontinuities were noted among our 51 stations. Station COC (see *Figure 23*) is close to the northernmost seashore, where it is surrounded by stations typical of cluster 2. However, this station was assigned to cluster 1 in the ordination space. Field observations as well as our data support that COC is a station of higher biological quality in the area, and could thus form a reference (34 taxa while the maximum local richness is 38 taxa). Conversely, station CAM which is located below vegetable cultivations occurs in a mountainous area typical of cluster 1, but was assigned to cluster 2. Stations FLS and MOM (Fort-de-France capital city) were expected to belong to cluster 2 based on their geographic location, but were assigned to

cluster 3. These three stations being subjected to important anthropogenic pressure, their distribution in the ordination space was certainly due to the impoverishment of their invertebrate fauna and/or to shifts in species composition from species known as pollution sensitive (e.g., many Trichoptera and Ephemeroptera) to pollution resistant species (e.g., most Mollusca).

The proportion of pure variation explained by geomorphological variables was higher than that explained by anthropogenic variables, however, within a given sub-region (cluster), anthropogenic disturbance affected macroinvertebrate diversity (Shannon and Simpson indices) through physical-chemical alterations of freshwaters (ammonium, suspended solids). It should be noted that the downstream areas (clusters 2 and 3) concentrate most human activities in general, so that here, the relative influences of natural conditions and anthropogenic impacts remain difficult to tease out (see *Tableau 9*). More specifically, reference stations obviously lack in cluster 3. Conversely, it is likely that cluster 1 was mostly generated through geomorphological drivers. In the north of the island, mountain streams along the volcano slopes represent dynamic environments which are physically heterogeneous (higher river competence generated through the combination of slope with other variables such as water depth and current velocity, higher substrate heterogeneity), thus promoting a high diversity of benthic invertebrates. For example, Diptera Blephariceridae (net-winged midges), which are typical of torrential streams, were only found at stations from cluster 1. The caddisfly *Smicridea* sp. (Trichoptera Hydropsychidae), a common taxa in our dataset, showed high to moderate densities in clusters 1 and 2, but was absent in plain rivers from cluster 3.

Although some taxa were specific of a given cluster, such invertebrates usually occurred in very low densities (<1 individual per m²). In fact, most taxa were common; 24 and 42 taxa out of 84 occurred in two and three clusters, respectively. Despite this general trend for ubiquity, individual stations only contained 9 to 38 taxa. This situation raise concerns as to how to define water quality classes in the later phase of applied research, and how to identify sensitive indicator species when (i) local communities are rather poor (insular context, Smith *et al.*, 2003; Hughes, 2005; Gonçalves *et al.*, 2008), (ii) mean or median values for structural indices (e.g., community entropy and evenness) do not differ greatly in space. However, although many species were widespread, the quantitative structure of invertebrate communities varied markedly among clusters (see results). We thus suggest that future developments should consider quantitative approaches to invertebrate communities, because

qualitative metrics related to the loss or a gain of species are not expected to evaluate disturbance efficiently within a given sub-region (cluster).

Insular freshwater invertebrate assemblages are distinct from their continental counterparts in that they are shaped by more complex biogeographical, historical and geomorphological factors (Boulton *et al.*, 2008). Caribbean islands in particular have naturally depauperate species pools that contain endemic species of conservation value (Bass, 2003a). At the same time, they harbor spatially-concentrated human populations with important demands for freshwater resource. Despite the small surface area of an island such as Martinique, invertebrate communities show a clear spatial turnover in composition and biological traits (e.g., insects in cluster 1, crustaceans and molluscs in cluster 2) in relation to local natural conditions. If the sensitivity of the biota to disturbance in a given area must be assessed in terms of similarity to an undisturbed state, this study shows that confounding effects of natural and anthropogenic factors (e.g., lack of reference stations in southern Martinique) may limit our ability to estimate deviation from expected patterns when considering the compositional structure of communities. Hence, metrics that aggregate taxa into fewer categories than the species list do (percentage composition of upper taxa or a combination of those, trophic or habit measures, Barbour *et al.* 1999), could be more efficient at predicting *a priori* responses of communities to environmental conditions, especially if these metrics reflect adaptations to river environments along the downstream gradient and/or along gradients of surrounding landscapes (e.g., Functional Feeding Groups, see Compin and Céréghino (2007)). In these conditions, we would expect reference stations to be less geography-dependent, e.g., estuarine or plain stations of high biological quality could serve as a reference throughout Martinique. Subsequently, a combination of metrics able to detect a wide range of anthropogenic pressures should be selected to set up multimetric indices, as required within the WFD (Hering *et al.*, 2006; Lücke and Johnson, 2009)

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by the French Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Martinique (Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement/ DEAL Martinique), the Office de l'Eau Martinique and the Office National de Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA). CB is supported by an ANRT-

CIFRE grant n°460/2010; HTP is supported by an ANRT-CIFRE grant n°912/2010. Two anonymous reviewers provided helpful comments on an earlier version of this paper.

**IV. CONSTRUCTION D'UN INDICE
POUR L'EVALUATION DE LA
QUALITE ECOLOGIQUE DES COURS
D'EAU DE MARTINIQUE**

Ce chapitre décrit la démarche de construction d'un indice multimétrique de bioévaluation de la qualité écologique des cours d'eau de Martinique basé sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.

Afin de garder une cohérence à l'échelle nationale, nous avons appliqué la même méthode que celle appliquée pour le développement de l'indice multimétrique (I_2M_2) DCE-compatible mis au point pour la France métropolitaine par Mondy *et al.* (2012), avec des adaptations lorsque cela était nécessaire.

Pour répondre aux exigences de la DCE, l'évaluation de la qualité des milieux doit être réalisée sous la forme d'un écart à une référence. Cela sous-entend de disposer d'un jeu de données de référence regroupant des sites pas ou peu impactés, qui servira de point de comparaison dans la construction de l'indice et *in fine* dans la notation d'un site. L'analyse biotypologique a mis en évidence trois sous-ensembles homogènes de stations, qui se distinguent les uns des autres par leurs caractéristiques naturelles (altitude, nature des substrats), chimiques (conductivité et matières en suspension par exemple), mais aussi du point de vue de la composition et de la structure des communautés faunistiques de leurs stations. On s'attend alors à ce que les communautés de référence diffèrent d'un sous-ensemble de stations à un autre. Pour tenir compte de cette variabilité naturelle spatiale des communautés, un groupe de station de référence doit être établi pour chacun des sous-ensembles de station. Pour une station donnée, l'évaluation sera alors ensuite réalisée par rapport aux références du sous ensemble auquel appartient la station.

Il convient donc dans un premier temps de dégager des stations non impactées ou de moindre impact dans chacun des sous-ensembles de stations, avant de calculer les métriques, les normaliser en EQR (Ecological Quality Ratio) et sélectionner les plus pertinentes qui constitueront l'indice final. La robustesse et la stabilité de l'indice seront testées. La figure suivante présente la démarche suivie.

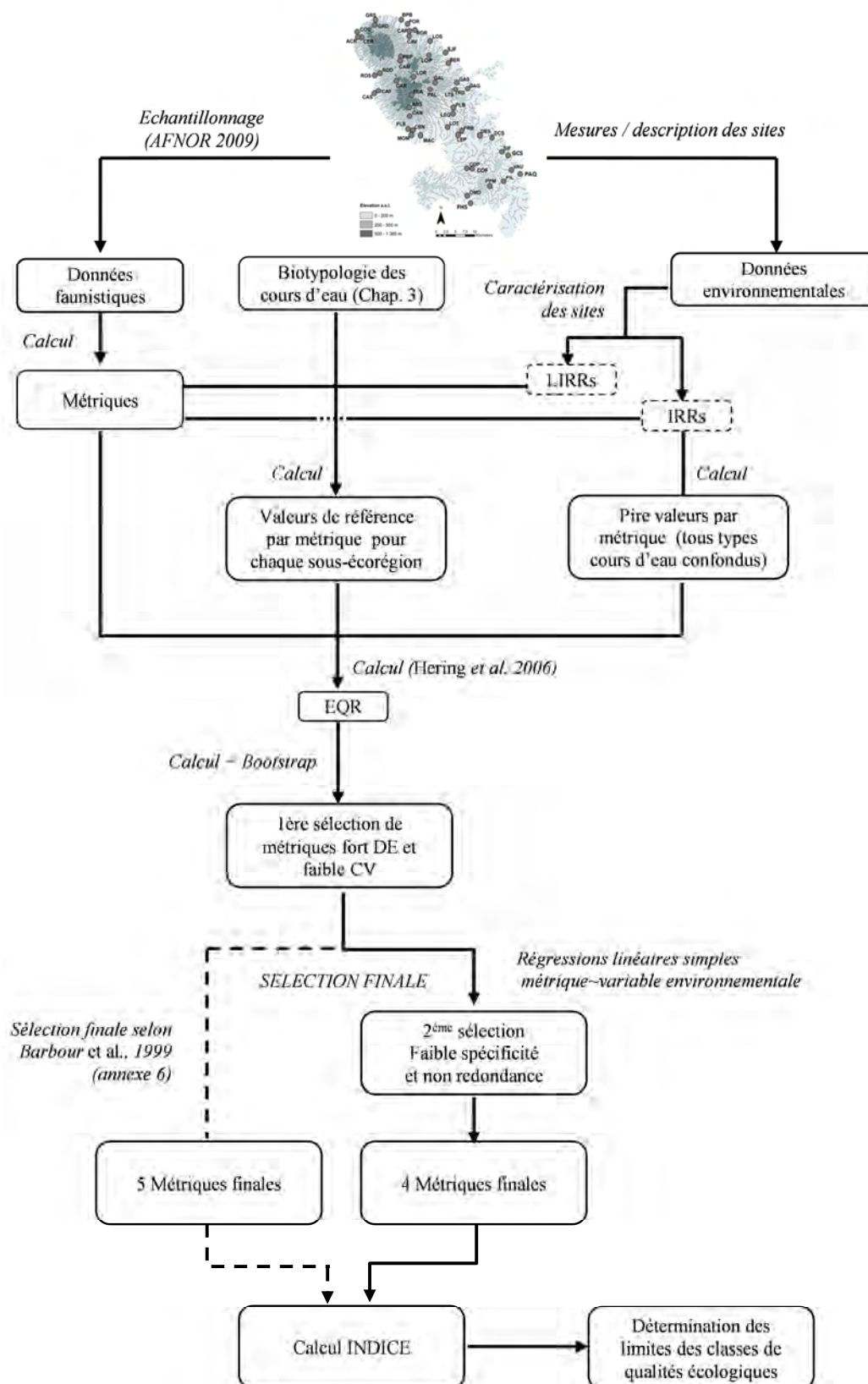


Figure 27. Principales étapes de la démarche de développement d'un indice biotique pour la Martinique (Modifié de Mondy, 2012). LIRRs : Least Impaired River reaches (sites de références), IRRs : Impaired River Reaches (sites impactés), EQR : Ratio de Qualité Ecologique, DE : Efficacité de Discrimination moyenne des métriques, CV : Coefficient de variation moyen des métriques en conditions de référence.

IV.1. Classification des stations en LIRRs et en IRRs

Dans chacun des sous-ensembles, nous identifierons des stations pas/peu perturbées, dites de « moindre impact » ou « LIRR » (Least Impaired River Reaches). Les LIRRs serviront à déterminer les valeurs de référence moyennes pour chacune des métriques calculées. *In fine*, la distribution des scores des stations LIRR servira aussi à délimiter les classes de qualité pour l'indice final. Toutes les stations impactées qui ne sont pas des LIRRs sont appelées « IRRs » (Impaired River Reaches).

IV.1.1. Choix des stations LIRRs

Pour les deux sous-ensembles de stations de la partie Nord de l'île (cluster 1 et cluster 2 de la biotypologie ; chapitre III), les stations appartenant au RSR ont été considérées comme LIRRs. La liste des stations LIRRs de chaque cluster a été complétée par des stations du « réseau complémentaire » présentant de bons résultats physico-chimique et étant le moins possible bordée par des terrains agricoles ou urbanisés.

Les deux seules stations du RSR situées dans la partie sud de l'île (Beauregard (PIL) et La Broue (VAU)) ne peuvent être considérées comme LIRRs pour le sous-ensemble de stations du Sud (cluster 3) puisqu'elles présentent de mauvais résultats d'analyse pour certains paramètres physico-chimiques (par exemple le taux de saturation en oxygène maximum sur la station Beauregard est de 71.7% et la teneur en MES moyenne sur La Broue est de 42 mg/l en prenant en compte les trois campagnes d'analyses physico-chimiques). Faute de sites pas/peu impactés par les activités anthropiques dans la partie sud de l'île, ce sont donc des stations situées dans la partie Nord de l'île à de basses altitudes et qui présentent de bons résultats physico-chimiques qui ont été choisies comme LIRRs pour le cluster 3.

Les stations choisies comme LIRRs sont listées dans le *Tableau 11*. L'ensemble des stations LIRRs et IRRs est représenté sur la *Figure 28*.

Tableau 11. Stations LIRRs (Least Impaired River Reaches) pour chacun des trois clusters de Martinique.

Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3
Tunnel Didier (CAN)	Propreté (PRO)	Ance Céron (ACR)
Palourde Lézarde (PAL)	Trou Diabliesse (GRD)	Fond Baise (CAF)
Gommier (GAL)	Habitation Céron (CER)	Case Navire Bourg Schoelcher (CBN)
Trace des Jésuites (LOR)	Amont Confluence Ferré (ROX)	Stade de Grand'Rivière (GRS)
Source Pierrot (CAR)	Amont Basse Pointe Bourg (BPBam)	
Amont Confluence Pirogue (LOP)		
Pont de l'Alma (BLA)		
Couleuvre (COC)		

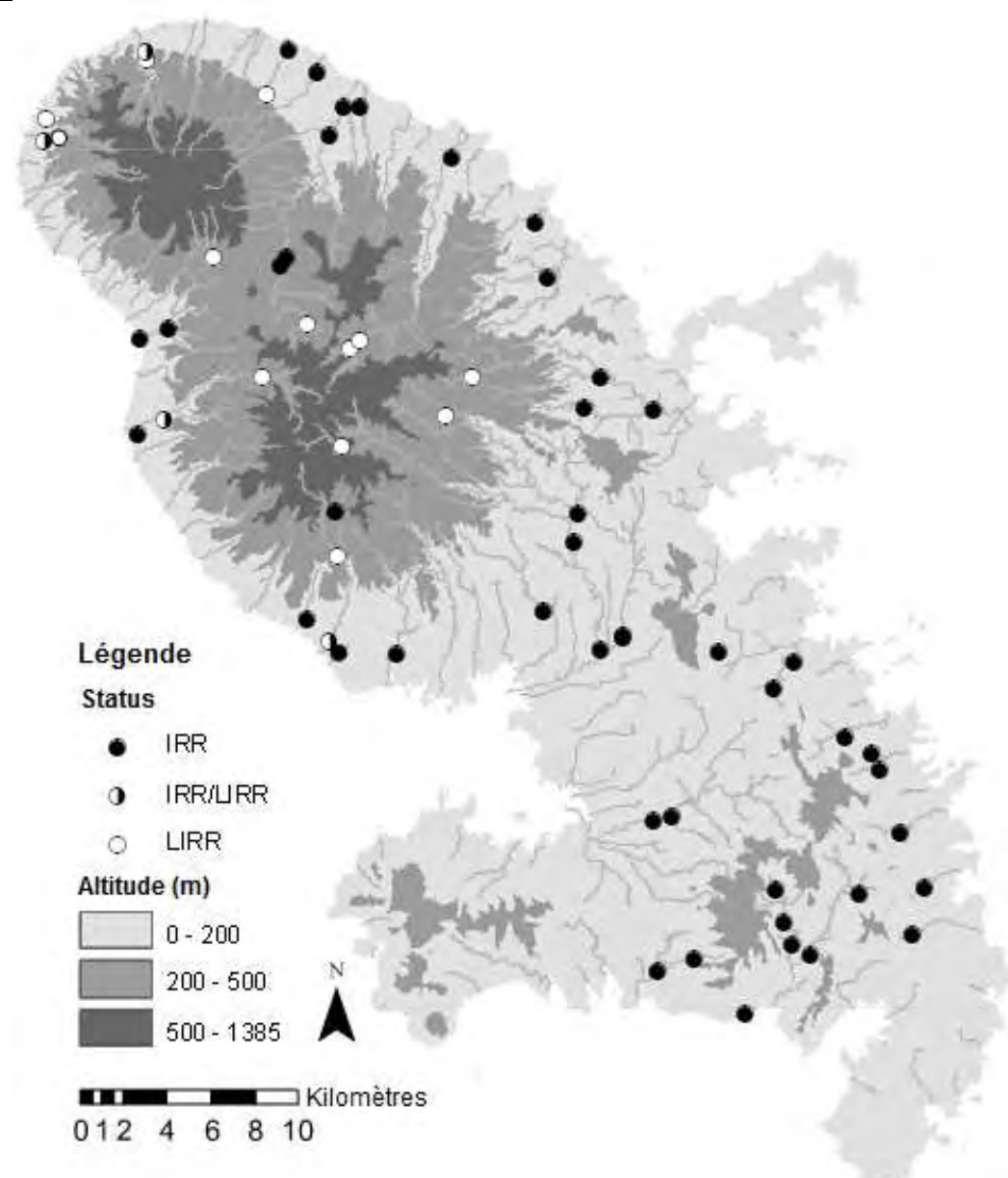


Figure 28. Carte de localisation des sites LIRRs (Least Impaired River Reaches) et IRRs (Impaired River Reaches).

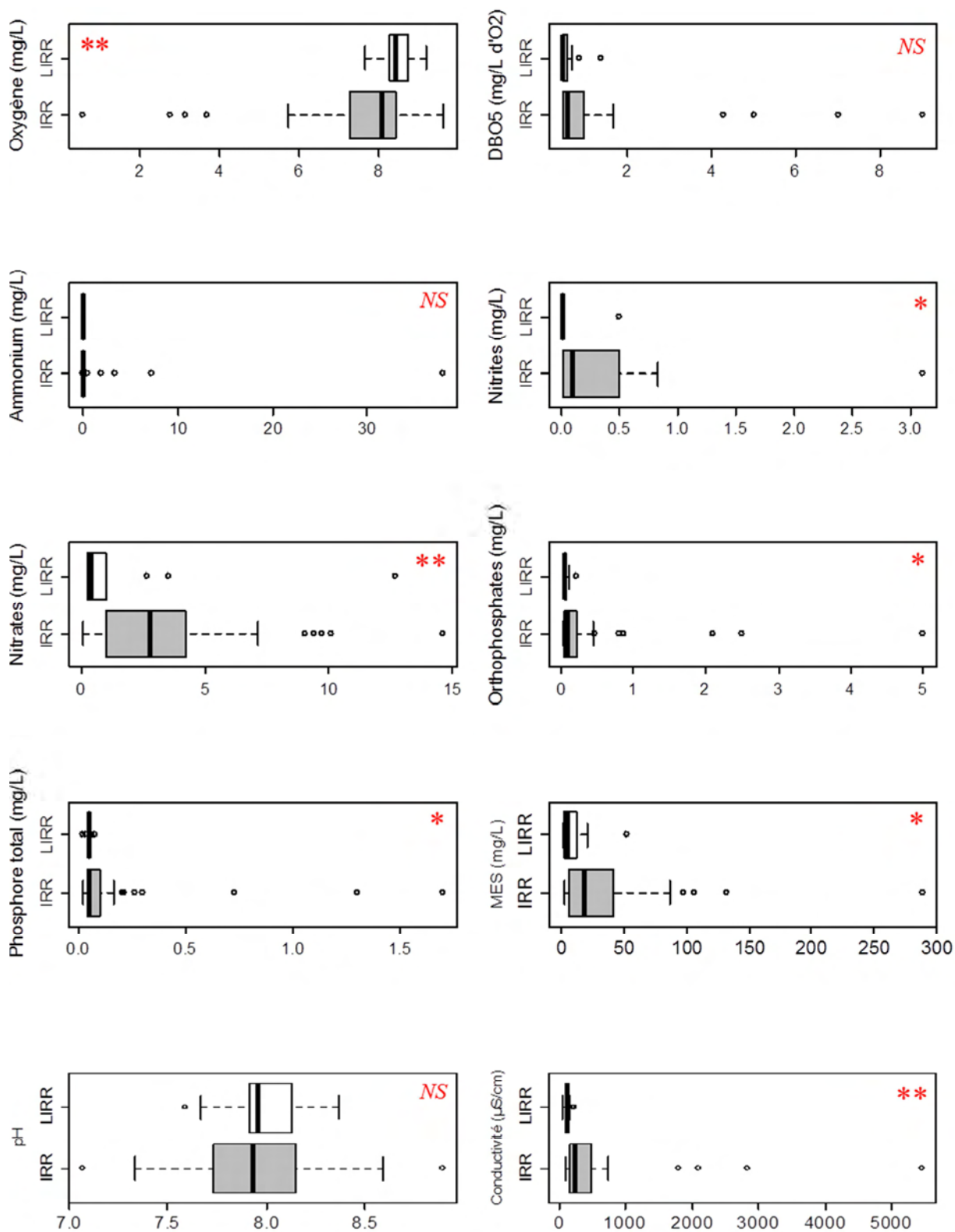
IV.1.2. Qualité de l'eau et qualité de l'habitat des stations LIRRs vs. IRRs

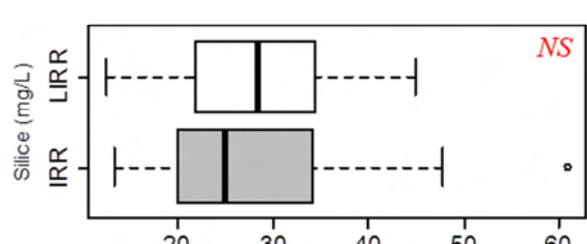
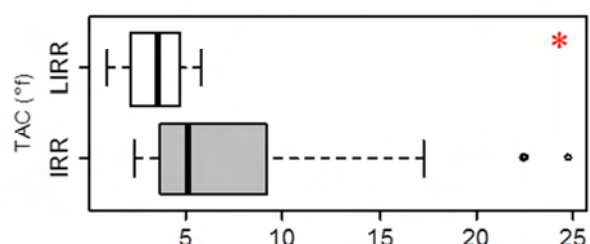
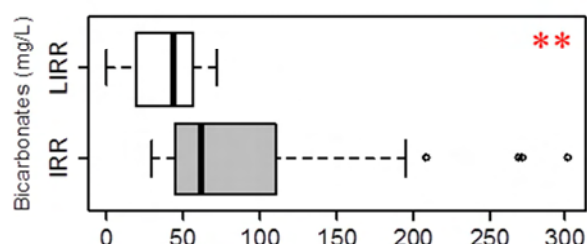
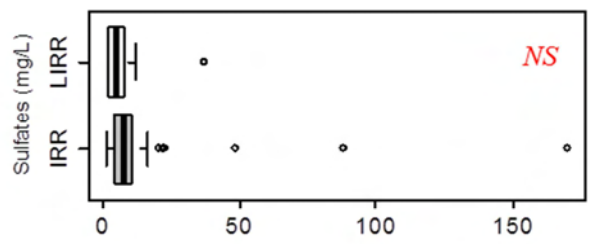
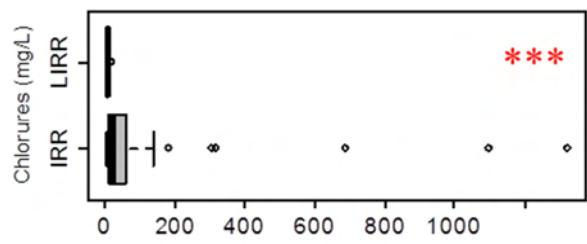
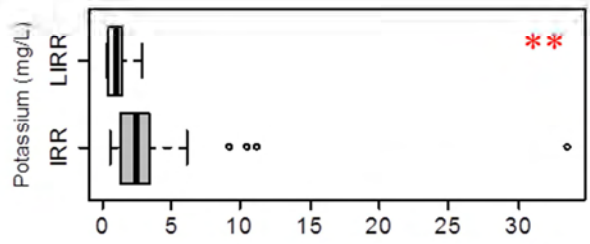
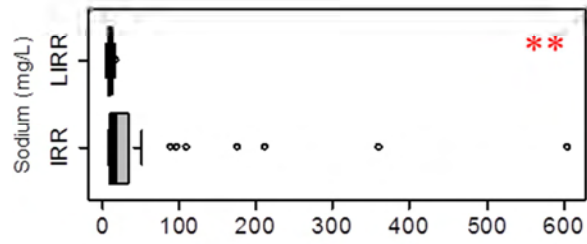
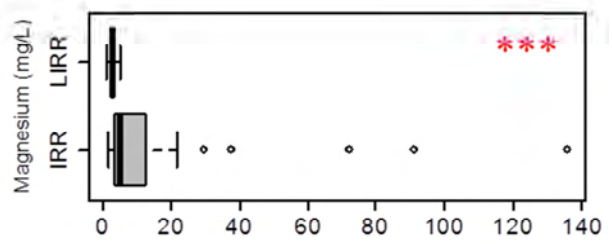
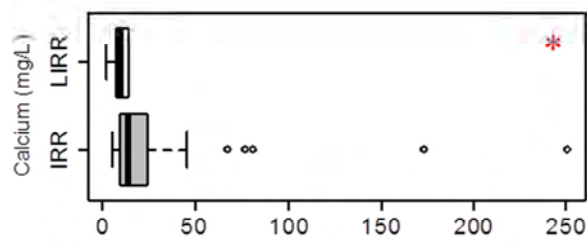
Pour obtenir un indice discriminant et fonctionnel se basant sur des calculs d'écart à la référence, la qualité de l'eau doit être effectivement meilleure en conditions de référence par rapport aux conditions impactées. Pour vérifier cette condition, les distributions des valeurs des variables physico-chimiques de l'eau des LIRRs et IRRs ont été représentées (*Figure 29*). La campagne de carême 2011 étant celle qui compte le plus de stations, l'indice sera créé sur le jeu de données correspondant, et ce sont donc les données physico-chimiques de carême 2011 qui ont été représentées. Des tests de Kolmogorov-Smirnov ont été appliqués pour comparer les deux groupes de valeurs. Les résultats des tests (valeurs statistiques *D* et *P-values*) sont présentés en ANNEXE 2. Les valeurs moyennes, minimales et maximales de chacune des variables pour les stations LIRRs et IRRs sont présentées en ANNEXE 3.

Les distributions des valeurs des variables physico-chimiques diffèrent significativement entre les groupes de stations LIRRs et IRRs pour 14 des 19 variables mesurées (*Figure 29*).

Les distributions ne diffèrent pas significativement pour les paramètres « demande biologique en oxygène », « taux d'ammonium », « pH », « taux de sulfates » et « taux de silice ». On observe globalement des gammes de valeurs beaucoup moins larges pour le groupe de stations LIRRs comparé au groupe de stations IRRs. Les valeurs médianes (et moyennes ; cf. ANNEXE 2) des paramètres pour les stations LIRRs sont pour la plupart moins dégradantes que celles des stations IRRs, sinon égales. Aussi, c'est dans le groupe de stations IRRs que l'on enregistre les valeurs extrêmes dégradantes. Ceci est vrai même pour les paramètres qui ne répondent pas significativement entre les deux groupes, à l'exception du paramètre « taux de silice ». La gamme de valeurs pour ce paramètre est presque aussi large pour le groupe de stations LIRRs que pour le groupe de stations IRRs, mais ce paramètre dépend aussi énormément de facteurs naturels (pluviométrie), en plus de facteurs anthropiques (érosion des terres agricoles). La qualité de l'eau des stations LIRRs est donc significativement meilleure à celle des stations IRRs dans leur ensemble.

Figure 29. Distribution des valeurs de chacune des variables physico-chimiques de l'eau pour les stations LIRRs (Least Impaired River Reaches, n=14) et les stations IRRs (Impaired River Reaches, n=47) et pour les données de carême 2011 (Tests de Kolmogorov-Smirnov, l'étoile indique une différence significative, $\alpha=0.05$, NS=Non Significatif).





Aussi, l'environnement aux abords des stations LIRRs est beaucoup moins perturbé par les activités agricoles et l'urbanisation comparé aux stations IRRs : les stations LIRRs sont bordées principalement par des forêts, alors que les stations IRRs sont pour la plupart situées en zones agricoles et/ou urbanisées (*Figure 30 ; ANNEXE 2*).

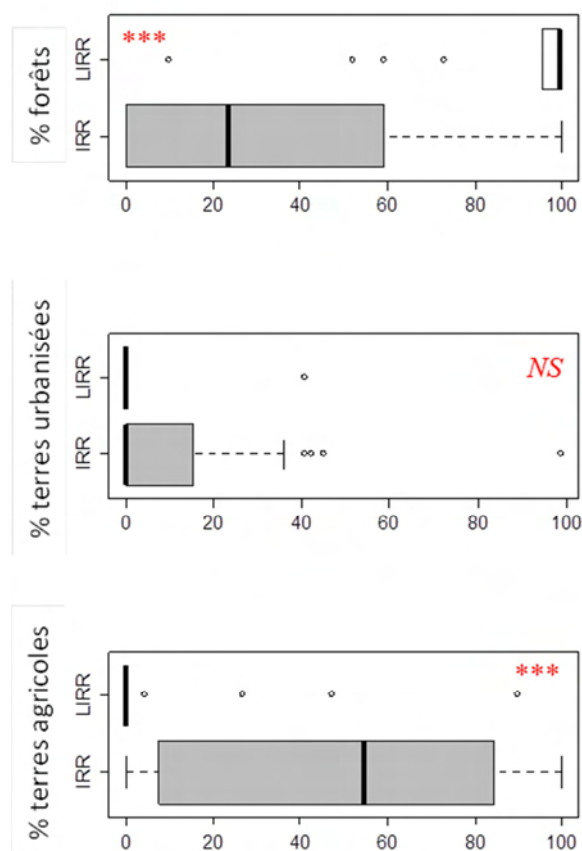
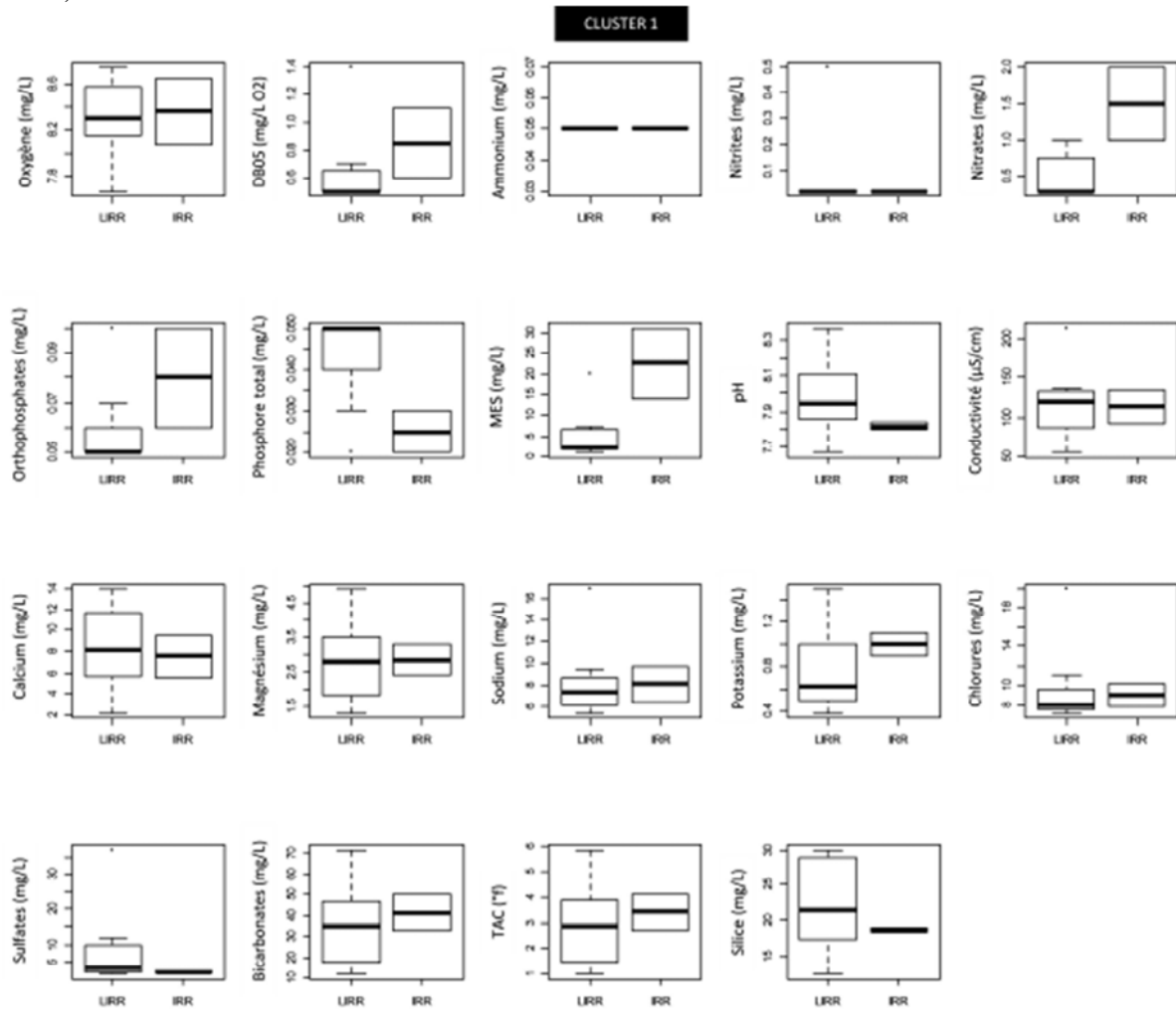


Figure 30. Distribution des valeurs de chacune des variables d'occupation du sol pour les stations LIRRs (Least Impaired River Reaches, n=14) et les stations IRRs (Impaired River Reaches, n=47), et pour les données de carême 2011 (Tests de Kolmogorov-Smirnov : l'étoile indique une différence significative, $\alpha=0.05$, NS : Non Significatif).

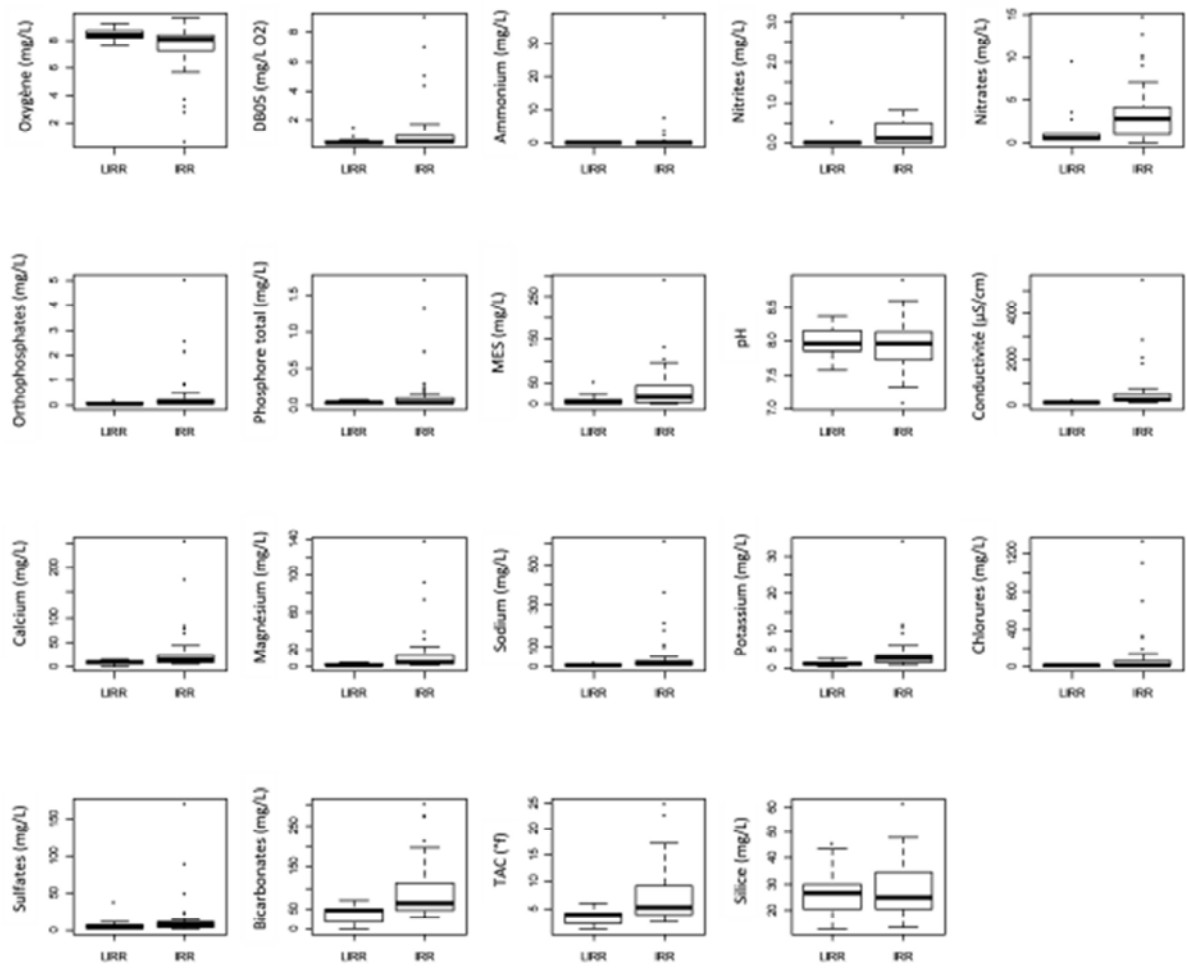
Les distributions des variables physico-chimiques de l'eau et des variables « qualité de l'habitat » (données de recouvrement des sols) ont aussi été comparées entre stations LIRRs et IRRs en tenant compte de la typologie (*Figure 31 ; Figure 32 ; ANNEXE 3*). Les valeurs moyennes, minimales et maximales correspondantes sont présentées en *ANNEXE 4*. Nous observons les mêmes résultats que précédemment pour les clusters 2 et 3. Concernant le Cluster 1, les stations IRRs se démarquent peu des stations LIRRs. Elles se démarquent principalement par leurs taux de nitrates et de matières en suspension légèrement plus élevés. Les stations IRRs de ce cluster d'altitude sont de bonne qualité physico-chimique. Notons que

ce cluster compte seulement 2 stations IRRs, il est donc difficile d'en tirer des conclusions robustes.

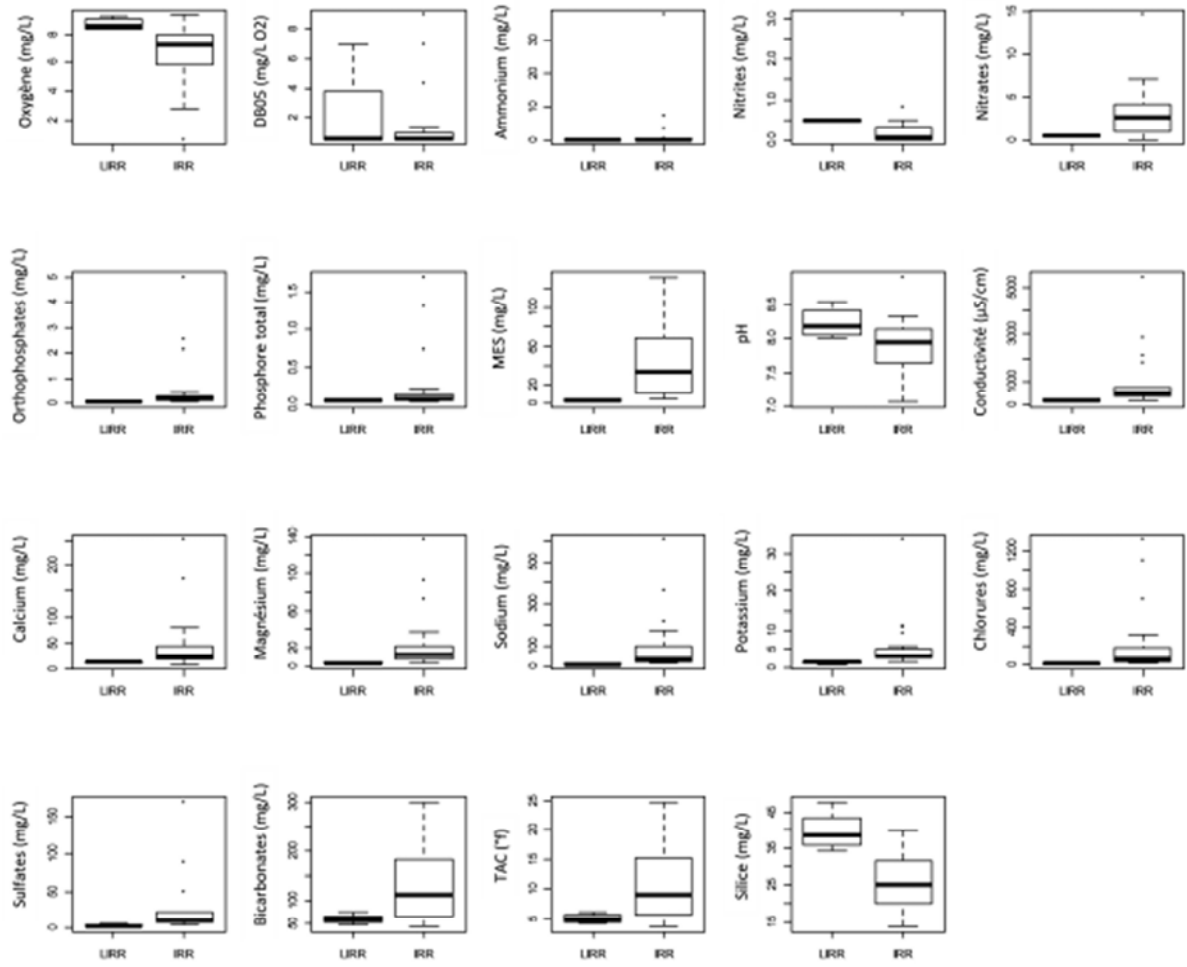
Figure 31. Distribution des valeurs de chacune des variables physico-chimiques de l'eau pour les stations LIRRs (Least Impaired River Reaches) et les stations IRRs (Impaired River Reaches) pour chacun des clusters, et pour les données de carême 2011. LIRRs cluster 1 : n=8 ; IRRs cluster 1 : n=2 ; LIRRs cluster 2 : n=6 ; IRRs cluster 2 : n=23 ; LIRRs cluster 3 : n=4 ; IRRs cluster 3 : n=22.



CLUSTER 2



CLUSTER 3



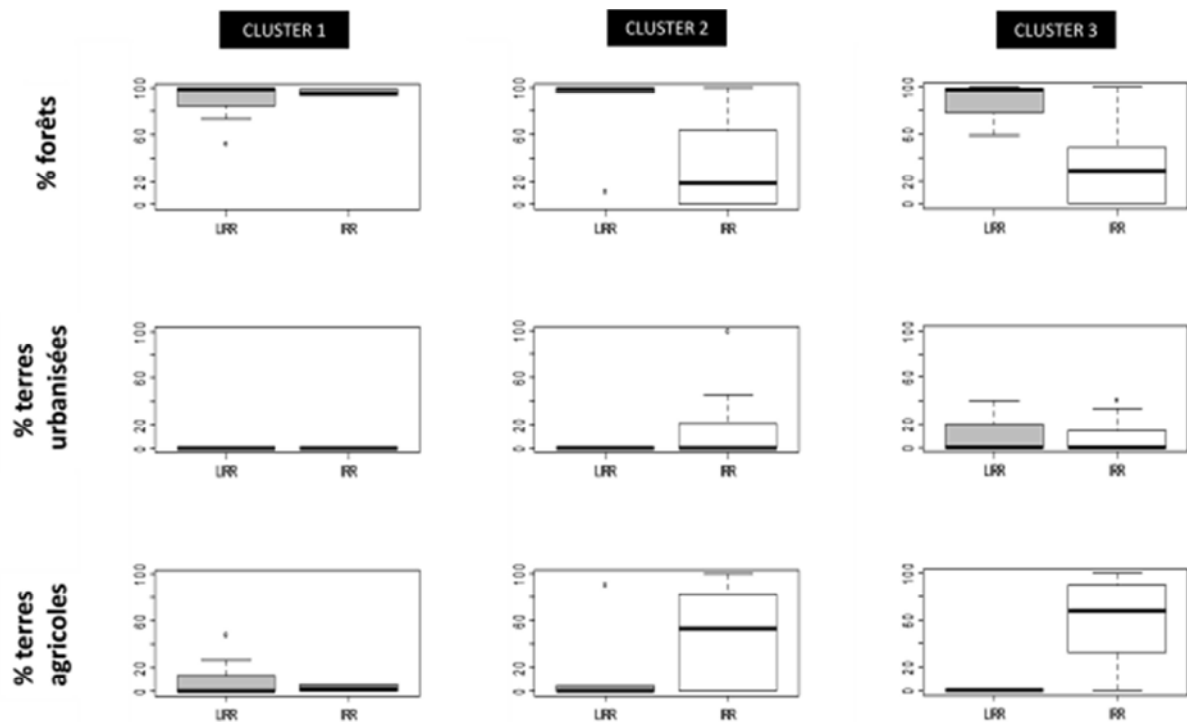


Figure 32. Distribution des valeurs des trois variables d'occupation du sol pour les stations LRRs et les stations IRRs pour chacun des clusters et pour les données de carême 2011.

IV.2. Présentation des métriques

Karr *et al.* (1986) définissent une métrique comme étant une mesure calculée qui décrit certains aspects d'une communauté biologique tels que sa structure, son fonctionnement, ou toute autre caractéristique biologique. Par exemple, la richesse taxonomique et le taux d'espèces détritivores. Les indices multimétriques sont des combinaisons de métriques qui, ensemble, sont présumées représenter une gamme de réponses des communautés biologiques aux perturbations d'origines anthropiques.

305 métriques (ANNEXE 5) ont été calculées en prenant en compte les prélèvements unitaires associés :

- à l'ensemble des prélèvements (i.e. Phases 'A+B+C' ; 88 métriques) ;
- aux 4 substrats marginaux (i.e. Phase 'A' ; 43 métriques) ;
- aux 4 substrats dominants échantillonnés dans l'ordre décroissant de leur habitabilité (i.e. Phase 'B' ; 40 métriques)

- aux 4 substrats dominants échantillonnés au prorata de leur surface relative, compte tenu des substrats échantillonnés lors de la constitution du bocal B2 (i.e. Phase 'C' ; 42 métriques) ;
- aux 8 substrats dominants (i.e. Phases 'B+C' ; 46 métriques) ;
- aux 8 substrats échantillonnés suivant l'ordre d'habitabilité (i.e. Phases 'A+B' ; 45 métriques).

On distingue 4 types de métriques :

- les métriques relatives à la richesse taxonomique (ex. richesse taxonomique totale, richesse relative en Coléoptères, richesse relative en prédateurs) ;
- les métriques quantitatives des communautés (ex. abondance totale, abondance relative en Coléoptères, abondance relative des Ephemeroptères+Trichoptères) ;
- les métriques composites faisant intervenir richesse taxonomique et densités (ex. indices de diversité de Shannon, Berger-Parker, Simpson, Menhinick) ;
- les métriques relatives aux traits bio-écologiques des taxons présents dans les communautés. Par manque de connaissance de la faune des Antilles françaises, la plupart des traits connus pour la France métropolitaine et pris en compte dans la création de l'I₂M₂ n'ont pu être considérés dans l'étude. Lorsque cela s'est avéré possible, les valeurs des traits bio-écologiques établies pour la faune métropolitaine (Tachet *et al.*, 2010) ont été étendues à la faune martiniquaises, et complétées pour les taxons « régionaux » grâce à des travaux réalisés en zone tropicale (Bolivie ; Tomanova *et al.*, 2008 ; Tomanova et Usseglio-Polatera, 2007). Nous avons ainsi calculé les métriques relatives au trait biologique « type de respiration » et aux 4 traits écologiques « relation au substrat et mode de locomotion », « type de nourriture », « mode d'alimentation » et « nature du substrats »². Au total, 38 métriques relatives aux traits ont été calculées, sur l'ensemble des prélèvements (phases 'A+B+C').

² **Respiration :** Les modes respiratoires sont variés (quatre modalités en Martinique). Cette respiration peut se faire 1) directement à travers les téguments pour les organismes primitifs 2) grâce à des branchies 3) avec un plastron respiratoire 4) grâce à des stigmates.

Relation au substrat et mode de locomotion : Les macro-invertébrés peuvent être libre ou fixés (même temporairement) au substrat. Pour les organismes libres, les différentes modalités de

IV.3. Normalisation des métriques

Une métrique peut répondre de manière différente suivant la nature des pressions/perturbations subies et/ou en fonction de l'intensité des pressions/perturbations, et pour une sous-écorégion donnée (cluster). Compte tenu de la variété des réponses possibles, il est indispensable de normaliser les métriques et de définir la valeur de référence de chaque métrique pour chaque sous-écorégion, avant de calculer les EQRs et de sélectionner les métriques.

IV.3.1. Détermination des valeurs de référence

IV.3.1.1. Calcul des écarts normalisés à la référence

En premier lieu, les valeurs des métriques ont été transformées en écarts normalisés (Standardized Effect Size, SES) à la situation de référence pour le même type de cours d'eau (cours d'eau d'une même sous-écorégion) (Gotelli et McCabe, 2002) de la façon suivante :

$$\text{SES} = (\text{Obs}_{\text{type}} - \text{M}_{\text{type}}) / \text{sd}_{\text{type}} \quad [1]$$

locomotion sont le vol, la nage en surface, la nage en profondeur, le fouissement dans les sédiments ou encore la capacité de ramper sur le substrat.

Type de nourriture : *Les sources de nourriture disponibles pour les macro-invertébrés peuvent être réparties en neuf modalités pour ce trait : les microorganismes, les débris organiques fins (<1mm), les débris végétaux (>1mm), les microphytes vivants, les macrophytes vivants, les animaux morts (>1mm), les microinvertébrés vivants, les macroinvertébrés vivants, et les vertébrés (principalement du fait du parasitisme).*

Mode d'alimentation : *Le mode d'alimentation correspond à la manière dont les organismes ingèrent leurs sources de nourriture. On distingue : l'absorption à travers les téguments, les mangeurs de sédiments fins, les broyeurs, les racleurs/broueteurs, les filtreurs, les perceurs (algivores ou prédateurs suceurs), les prédateurs (découpeur ou avaleur) et les parasites.*

Substrats : *Neuf types de substrats sur lesquels les invertébrés peuvent vivre ont été définis en fonction de leur caractère organique ou minéral et de leur granulométrie (pour les minéraux). Il s'agit : des substrats minéraux grossiers (incluant les dalles, blocs, pierres et galets), des graviers, du sable, des limons, les substrats végétaux grossiers (macrophytes et algues filamenteuses), les microphytes, les branchages et racines, la litère et la vase.*

avec : Obs = valeur observée de la métrique pour une station donnée, et M_{type} et sd_{type} = moyenne et écart-type des valeurs de la métrique en situation de référence pour le même type de cours d'eau.

Grâce à cette normalisation, les valeurs des métriques pourront être comparées entre types de cours d'eau différents (clusters).

IV.3.1.2. Détermination du type de réponse de chaque métrique

Les réponses des métriques à une pression pouvant varier, nous avons déterminé pour chaque métrique son type de réponse (*Figure 33*), sachant qu'il existe trois types de réponses possibles :

- TYPE I : pas de réponse significative ;
- TYPE II : la métrique diminue significativement en situation perturbée par rapport à la valeur observée en situation de référence pour le même type de cours d'eau (métrique décroissante) ;
- TYPE III: la métrique augmente significativement en situation perturbée par rapport à la valeur observée en situation de référence pour le même type de cours d'eau (métrique croissante).

L'Efficacité de Discrimination (DE) (Ofenböck *et al.*, 2004) de chacune des métriques a été calculée. $DE_{SES(25)}$ correspond à la proportion de stations IRRs dont la valeur SES de la métrique est inférieure au premier quartile de la distribution des LIRRs, et $DE_{SES(75)}$ correspond à la proportion de stations IRRs dont la valeur SES de la métrique est supérieure au troisième quartile de la distribution des LIRRs. Trois cas peuvent se présenter :

- Si $DE_{SES(25)} < 0.25$ et $DE_{SES(75)} < 0.25$, alors la réponse de la métrique est de type I (pas de réponse) ;
- Si $DE_{SES(25)} > 0.25$ et $DE_{SES(25)} > DE_{SES(75)}$, alors la réponse de la métrique est de type II (décroissante) ;
- Si $DE_{SES(75)} > 0.25$ et $DE_{SES(75)} > DE_{SES(25)}$, alors la réponse de la métrique est de type III (croissante).

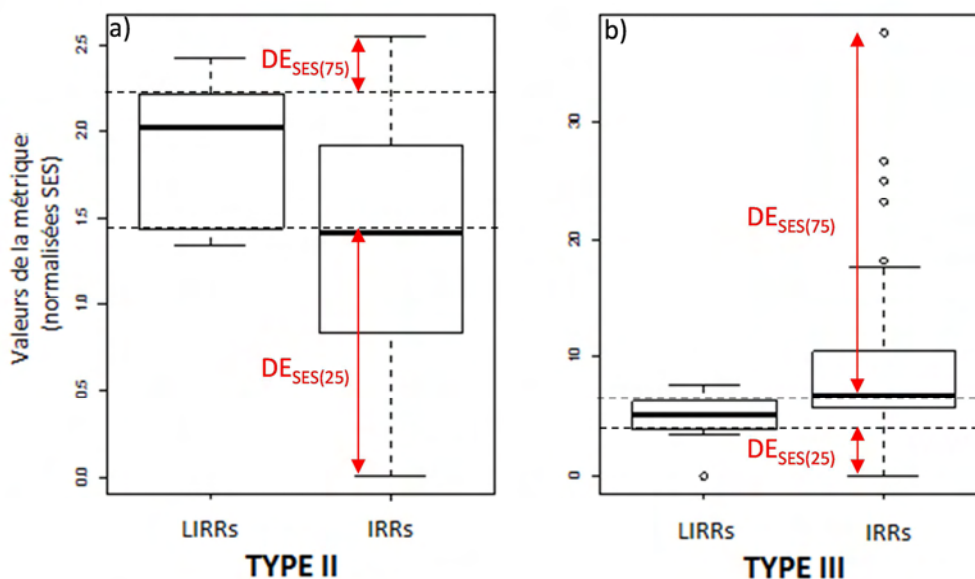


Figure 33. Illustration des types de réponses des métriques aux pressions anthropiques : (a) métriques décroissantes (type II) et (b) métriques croissantes (type III). Les boîtes à moustache représentent la distribution des valeurs des métriques exprimées en SES pour les stations LIRRs et IRRs. Les boîtes s'étendent du 25^{ème} centile au 75^{ème} centile. La ligne épaisse représente la valeur médiane de la distribution. Les points représentent les valeurs extrêmes. Les lignes en pointillés soulignent le premier et le 3^{ème} quartile de la distribution des valeurs pour les stations LIRRs.

IV.3.1.3. Détermination des meilleures valeurs et de la pire valeur pour chaque métrique

Pour chaque métrique, on obtient les « meilleures » valeurs (une valeur de référence pour chaque cluster) et la « pire » valeur (commune aux trois clusters) pour notre jeu de données de construction en se référant aux 5^{ème} et 95^{ème} centiles de la distribution des valeurs SES des stations LIRRs et IRRs. Les 5^{ème} et 95^{ème} centiles ont été utilisés plutôt que les valeurs les plus basses et les plus élevées de la distribution afin d'écartier les valeurs extrêmes des métriques (Ofenböck *et al.*, 2004).

Si la métrique est de TYPE I ou II, la valeur dite « meilleure » correspond à la valeur maximale que la métrique peut avoir dans les LIRRs pour un type de cours d'eau (cluster). Si la métrique est de TYPE III, la meilleure valeur correspond à la valeur minimale.

La valeur dite « pire » correspond à la valeur minimale (cas des métriques de type I et II) où à la valeur maximale (cas des métriques de type III) que la métrique peut avoir dans les stations IRRs sur tout le jeu de données.

Pour chaque métrique, nous disposons finalement d'une « pire » valeur et de trois « meilleures valeurs » (une pour chaque cluster de stations).

IV.3.2. Calcul des écarts à la référence (EQRs : Ratios de Qualité Ecologique)

L'expression de l'état écologique des cours d'eau en EQR (Ecological Quality Ratio), ou écart à la référence, est une des principales exigences de compatibilité DCE pour les méthodes d'évaluation. L'EQR est le rapport entre un état observé et l'état que "devrait" avoir le milieu en l'absence de perturbation anthropique. Que les métriques soient croissantes ou décroissantes le long d'un gradient de pression/perturbation, les EQRs doivent être exprimés de telle sorte que :

- Si la valeur observée sur un point de prélèvement est égale à la valeur de référence, l'EQR est égal à 1 ;
- Si la valeur observée s'éloigne de la valeur de référence, l'EQR tend vers 0.

Pour satisfaire cette double condition, les EQRs ont été calculés de la façon suivante (Hering *et al.*, 2006) :

- Si la métrique est de TYPE I ou II :

$$\text{EQR} = (\text{Obs} - \text{Mini}) / (\text{Maxi} - \text{Mini}) \quad [2]$$

- Si la métrique est de TYPE III :

$$\text{EQR} = 1 - (\text{Obs} - \text{Mini}) / (\text{Maxi} - \text{Mini}) \quad [3]$$

avec « Obs » = la valeur de la métrique observée pour un point de prélèvement donné après normalisation en SES, sur un cours d'eau appartenant à un type déterminé. Pour l'équation [2], « Maxi » et « Mini » correspondent respectivement à la « meilleure » et la « pire » valeur pour cette métrique sur le même type de cours d'eau. Dans l'équation [3] « Maxi » et « Mini » correspondent à la « pire » et la « meilleure » valeur de la métrique, respectivement.

Si la valeur d'EQR calculée est supérieure à 1 (cas d'une station de meilleure qualité comparé à la valeur de référence) alors la valeur de l'EQR est fixée à 1. De même, si la valeur de l'EQR est inférieure à la pire valeur, la valeur de l'EQR est fixée à 0 (la qualité est plus faible que la pire des valeurs).

Grâce à cette normalisation, les métriques répondront toutes dans le même sens aux perturbations anthropiques : toutes les métriques seront dorénavant décroissantes en réponse aux pressions anthropiques. Par contre, les métriques se distingueront toujours les unes des autres par :

- leur spécificité de réponses aux diverses pressions/perturbations anthropiques ;
- leur efficacité de discrimination ;
- leur stabilité en situation de référence (LIRRs).

IV.4. Sélection des métriques pertinentes

Deux méthodes différentes ont été appliquées pour sélectionner les métriques qui constitueront l'indice multimétrique :

- une méthode comparable à celle de la construction de l' I_2M_2 (Mondy *et al.*, 2012), prenant en compte l'efficacité des métriques à discriminer les stations LIRRs et IRRs, la stabilité des métriques en conditions de référence et la non-spécificité de réponse des métriques aux diverses perturbations/pressions (métriques « généralistes ») ;
- une seconde méthode détaillée par Barbour (1999), qui ne tient pas compte de la stabilité des métriques en conditions de référence, ni de leur spécificité à répondre à diverses perturbations/pressions, mais qui conduit à sélectionner des métriques parmi 4 catégories, apportant donc des informations écologiques complémentaires.

Bien que très discriminant et stable en conditions de référence (DE=1 et CV=0.14), l'indice créé en suivant la seconde méthode nous a semblé moins pertinent, d'une part parce

qu'il donne énormément de poids à l'ordre des Coléoptères : leur abondance et leur richesse sont prises en compte dans deux métriques, et surtout la métrique « Richesse Relative des Coléoptères_AB » à un poids (DE) égal à 1 dans l'indice final. Cet indice est donc très sensible à la présence des Coléoptères, qui est un groupe représentant en moyenne seulement 5% des communautés macroinvertébrés benthiques toutes stations confondues, et au maximum 14% d'un peuplement de référence (données 2011). De plus, la métrique « ETCQ_BC » (Abondance relative en Epheméroptères, Trichoptères, Coléoptères_BC » répond significativement à seulement 6 variables environnementales de perturbations/pressions (la limite de sélection d'une variable selon la méthode de construction de l'I₂M₂ étant fixée à 9 variables minimum). Parce que cet indice n'a finalement pas été retenu, la méthode de sélection des métriques correspondante n'est pas présentée dans le corps de ce rapport mais en annexe (ANNEXE 6).

Nous présentons ci-après la méthode retenue, comparable à celle de la construction de l'indice I₂M₂ métropolitain.

IV.4.1. Quatre critères de sélection

Les métriques ont été sélectionnées en prenant en compte 4 critères, simultanément.

IV.4.1.1. Une forte efficacité de discrimination des métriques :

L'efficacité de discrimination (DE, d'après Ofenböck *et al.*, 2004) de chacune des métriques a été calculée comme la proportion d'assemblages faunistiques sur sites perturbés (IRRs) présentant une valeur d'EQR plus faible que le premier quartile de la distribution des valeurs de cette métrique dans les LIRRs.

Le calcul des DEs a été répété 100 fois à l'aide d'un « bootstrap » en sélectionnant à chaque fois un sous-échantillon aléatoire représentant 60% du jeu de données de construction de l'indice. Une estimation robuste du DE de chaque métrique est alors obtenue en moyennant les 100 estimations obtenues à partir des sous-échantillons du jeu de données de construction.

Dans un même temps, une première sélection des métriques s'effectue en conservant les métriques discriminant significativement un état perturbé d'un état non perturbé (i.e. DE moyen ≥ 0.6). Ainsi, nous sélectionnons les métriques qui identifient au moins 60% des assemblages soumis à une pression.

IV.4.1.2. Une forte stabilité en condition de référence (LIRRs) :

La stabilité d'une métrique en conditions de référence (i.e. dans les LIRRs) a été évaluée en utilisant le coefficient de variation (CV) de la distribution de ses valeurs d'EQR dans les assemblages benthiques des LIRRs. Comme pour les DEs, une estimation robuste du CV a été calculée en moyennant les 100 estimations obtenues sur des sous-échantillons aléatoires (60% du jeu de données de construction) et à l'aide d'un « bootstrap ». Les métriques présentant une grande stabilité dans les LIRRs (i.e. $CV \leq 1/3$) ont été sélectionnées.

IV.4.1.3. Une faible spécificité :

Nous avons sélectionné les sites d'échantillonnage de manière à couvrir l'ensemble des facteurs de stress environnementaux et à disposer des gradients de perturbation. Malgré cela, certaines catégories de pressions sont représentées par un nombre insuffisant de sites (par exemple, seulement cinq stations distribuées sur toute l'île sont situées en aval d'une station d'épuration). Aussi, plusieurs stations s'avèrent être affectées par plusieurs pressions à la fois, et les perturbations/pressions chimiques ne sont pas déterminées avec précision pour plusieurs sites en raison du coût élevé des analyses pour de nombreuses substances toxiques. En particulier, le composé organochloré «chlordécone», qui contamine fortement les sols et l'eau douce de presque la totalité de la Martinique après des années d'utilisation sans restriction sur les plantations de bananes, est analysé sporadiquement sur les stations des réseaux nationaux locaux, et ses concentrations n'ont pas été déterminées à tous les sites d'échantillonnage. A ce jour, les effets de cette molécule sur les macroinvertébrés ne sont pas identifiés (Coat, 2009). Dans ce contexte, il est difficile d'identifier des métriques spécifiques capables de discriminer efficacement une seule catégorie de pression et un indice généraliste semble être alors beaucoup plus approprié.

Pour l'indice, nous sélectionnerons donc des métriques présentant une faible spécificité de réponse, c'est-à-dire des métriques répondant à un grand nombre de pressions/perturbations environnementales.

La réponse de chacune des métriques à chacun des paramètres environnementaux considérés a été testée à l'aide de régressions linéaires simples. Le seuil de significativité a été fixé à 0,05. Nous avons considéré dans l'analyse 16 variables environnementales (après avoir écarté les variables physico-chimiques trop fortement corrélées) susceptibles de refléter les niveaux de pressions/perturbations des hydrosystèmes : le taux d'oxygénation de l'eau (mg/l), la DBO₅, le taux d'ammonium, le taux de nitrates, le phosphore total, les matières en suspensions, le pH, la conductivité, les taux de potassium, chlorures, sulfates, bicarbonates et silice, mais aussi les pourcentages de terres urbanisées, agricoles, et de forêt bordant les stations. Nous disposons ainsi toujours de deux types de variables environnementales : les variables « qualité de l'eau » (les 13 premières variables citées) et les variables « qualité de l'habitat » (3 variables).

Les métriques corrélées significativement ($p\text{-value} < 0.05$) à au moins 70 % des variables « qualité de l'eau » (i.e. à neuf variables) et à au moins une variable « qualité de l'habitat » ont été sélectionnées.

IV.4.1.4. Non redondance des métriques :

Pour éviter la redondance entre métriques, les métriques candidates fournissant le même type d'information taxonomique ou bio/écologique ont été rassemblées en groupes homogènes quant à l'information biologique ou écologique restituée. Pour chacun des groupes de métriques « similaires », seule la métrique présentant la plus faible spécificité puis le DE moyen le plus élevé a été sélectionnée pour une intégration éventuelle dans l'indice multimétrique. Des tests de corrélation de Spearman ont été appliqués.

IV.4.2. Résultats de la sélection des métriques

IV.4.2.1. Forte efficacité de discrimination des métriques et forte stabilité dans les conditions de référence

La majeure partie des métriques a un DE moyen $< 0,60$ (Figure 34a). Sur les 305 métriques initiales, seulement 89 ont un $DE \geq 0,6$.

Aussi, la majorité des métriques est stable pour les stations LIRRs, puisque plus de la moitié des métriques (163 métriques exactement) ont un $CV \leq 1/3$ (Figure 34b).

Seulement 69 métriques remplissent les deux critères de sélection à la fois et seront retenues pour la suite de la sélection. Les résultats de ces 69 métriques candidates sont présentés en ANNEXE 7.

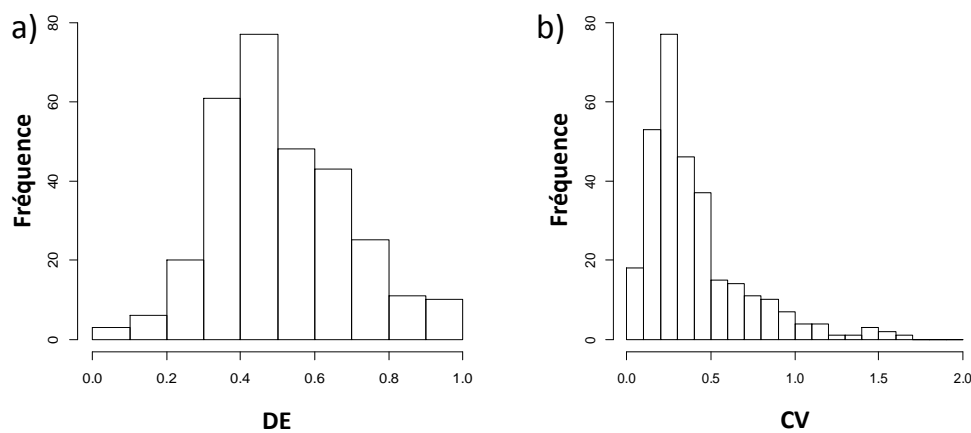


Figure 34. Histogramme des fréquences des valeurs de DE (a) et CV (b) des métriques ($n = 305$ métriques).

IV.4.2.2. Faible spécificité

Sur les 69 métriques dégagées, 22 sont significativement corrélées (p -value $< 0,05$) à au moins neuf des 13 variables « qualité de l'eau » et à au moins une des variables « qualité de l'habitat » (Tableau 12 et ANNEXE 7).

Tableau 12. Efficacité de Discrimination (DE) moyenne et Coefficient de Variation (CV) dans les LIRRs moyen pour chacune des 22 métriques candidates, et résultats des régressions linéaires (critère de faible sélectivité des variables) pour la sélection des métriques.

NS : Non significatif ; * : significatif ; ** : très significatif ; *** : hautement significatif ($\alpha=0.05$).

Métrique	DE	CV	Réponse aux variables :			Variables "qualité de l'eau"														Variables "dégradation de l'habitat"		
			"Qualité de l'eau"	"Dégradation de l'habitat"	Total	Oxygénation	DBO ₅	Ammonium	Nitrates	Phosphore total	Matière en suspension	pH	Conductivité	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	Silice	% Terres urbanisées	% Terres agricoles	% Forêts	
BergerParker_BC	0.75	0.23	11	3	14	**	**	*	*	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	*	*	*	
BlocsPierresCaillouxGalets	0.92	0.30	9	2	11	**	*	NS	NS	*	**	NS	***	***	***	**	***	NS	NS	**	*	
Brillouin_BC	0.69	0.22	11	2	13	***	*	*	**	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	*	NS	*	
Brillouin_C	0.66	0.21	9	2	11	**		NS	**	*	***	NS	***	***	***	***	**	NS	NS	*	*	
ColeopteraS_AB	0.98	0.27	11	2	13	**		*	**	*	***	*	***	***	***	***	***	NS	NS	***	*	
ColeopteraS_reach	0.81	0.30	11	2	13	**		NS	*	*	***	**	***	***	***	**	***	*	NS	***	**	
Dominance_BC	0.69	0.12	11	2	13	**	**	*	*	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	*	*	NS	
EphemeropteraQ_BC	0.69	0.29	10	1	11	***		**	*	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	NS	**	NS	
ETCS_AB	0.79	0.19	12	2	14	***	*	**	**	***	***	***	***	***	***	***	**	NS	*	*	NS	
NageurPleineEau	0.61	0.22	9	1	10	**		NS	NS	*	***	NS	***	**	***	***	**	*	NS	**	NS	
Predateursautres_S_AB	0.71	0.08	10	1	11	***		***	NS	***	**	**	***	***	***	***	***	NS	NS	***	NS	
Predateursautres_S_BC	0.62	0.11	11	1	12	***	*	***	NS	***	**	**	***	***	***	***	***	NS	NS	*	NS	
Predateursautres_S_reach	0.64	0.19	10	1	11	***		***	NS	***	***	**	***	***	***	***	**	NS	NS	*	NS	
RichesseRelativePredateurs_AB	0.74	0.10	10	1	11	***		**	NS	***	**	*	***	***	***	***	***	NS	NS	***	NS	
RichesseRelativePredateurs_BC	0.63	0.14	11	1	12	***	*	**	NS	***	**	**	***	***	***	***	***	NS	NS	*	NS	
RichesseRelativePredateurs_reach	0.65	0.21	10	1	11	***		**	NS	**	***	**	***	***	***	***	**	NS	NS	**	NS	
Shannon_H_B	0.68	0.27	9	2	11	*	*	NS	*	*	***	NS	**	**	**	*	NS	NS	*	NS	*	
Shannon_H_BC	0.72	0.24	11	2	13	**	**	*	**	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	*	NS	*	
Shannon_H_C	0.65	0.22	9	2	11	**		NS	**	*	***	NS	***	***	***	***	**	NS	NS	*	*	
Simpson_1.D_BC	0.69	0.12	11	2	13	**	**	*	*	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	*	*	NS	
Taxa_S_B	0.61	0.27	11	1	12	***		*	*	**	***	*	***	***	***	***	***	NS	NS	*	NS	
Taxa_S_BC	0.60	0.28	10	1	11	***		**	**	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	NS	*	NS	

IV.4.2.3. Non redondance

Certaines des 22 métriques généralistes dégagées sont redondantes. Après application du critère de sélection de non redondance, cinq métriques ont été conservées.

IV.4.3. Métriques finales et valeurs de références

Les cinq métriques sélectionnées sont les suivantes :

- L'abondance relative en taxons vivant sur les substrats minéraux grossiers « Blocs Dalles Pierres Galets » (trait relatif au préférendum d'habitat) ;
- l'abondance d'Ephéméroptères dans les phases B+C ;
- la richesse relative en Ephéméroptères + Trichoptères + Coléoptères (ETC) dans les phases A+B ;
- la richesse relative en Prédateurs dans les phases B+C ;
- l'indice de Shannon calculé sur les phases B+C.

Toutes ces variables sont initialement (avant normalisation) de TYPE II (décroissantes), excepté la métrique « Richesse relative en prédateurs » qui est une variable de type III (croissante). Les valeurs de DE, CV, et la spécificité de chacune des métriques finales sont présentées dans le *Tableau 13*.

Tableau 13. Résultats de DE, CV, et spécificité des métriques finales.

Métrique	Type de variable	DE	CV	Réponse aux variables		Total
				"Qualité de l'eau"	"Dégradation de l'habitat"	
BlocsPierresCaillouxGalets_reach	II	0.92	0.30	9	2	11
EphemeropteraQ_BC	II	0.69	0.29	10	1	11
ETCS_AB	II	0.79	0.19	12	2	14
RichesseRelativePredateurs_BC	III	0.63	0.14	11	1	12
Shannon_H_BC	II	0.72	0.24	11	2	13

IV.5. Calcul de l'Indice Biologique Macroinvertébré des Antilles pour la Martinique (IBMA-972)

L'indice multimétrique final a été nommé IBMA-972 pour « Indice Biologique Macroinvertébré des Antilles pour la Martinique ».

La formule pour calculer l'IBMA-972 à partir des cinq métriques sélectionnées est donnée dans l'équation suivante :

$$\text{IBMA-972} = \Sigma (\text{DE}_m \times \text{EQR}_m) / \Sigma \text{DE}_m \quad [4]$$

avec DE_m l'efficacité de discrimination de la métrique « m » et EQR_m la valeur d'EQR de la métrique « m ».

Le score final de cet indice est compris entre 0 et 1.

Dans ce calcul, les valeurs d'EQR pour une métrique sont multipliées par l'efficacité de discrimination de la métrique, ce qui permet de donner plus de poids aux métriques qui ont un plus fort DE. La division par la somme des DEs des cinq métriques permet de borner les valeurs de l'indice entre zéro et 1.

Les valeurs de référence (meilleures valeurs et pire valeur) des métriques sélectionnées qui sont nécessaires au calcul des EQRs sont présentées en annexe (*ANNEXE 8*).

Dans le calcul de l' I_2M_2 , un sous-indice est calculé par type de pressions (17 pressions sont considérées au total) de la même façon que dans l'équation [4], et l'indice final moyenne ces 17 sous-indices. Il a été décidé de ne pas calculer de sous-indices par type de pressions pour deux raisons : 1) en Martinique, beaucoup de stations sont soumises à plusieurs pressions à la fois (contexte multi-pressions) et 2) le jeu de données de Martinique est moindre comparé à celui ayant servi à la création de l' I_2M_2 , en particulier nous disposons de trop peu de répliques par type de pressions, notamment pour le réseau complémentaire. Un indice prenant en compte les types de pressions, comme le fait l' I_2M_2 , aurait été dans le cas de la Martinique peu robuste.

IV.6. Test de l'indice

IV.6.1. Comparaison avec l'Indice de Shannon

En l'absence d'indice de bioévaluation basé sur les macroinvertébrés benthiques adapté à la Martinique, l'indice de Shannon était calculé jusqu'alors pour évaluer la qualité écologique d'un site en Martinique. La distribution des valeurs de l'IBMA-972 a été comparée à celle des valeurs de l'indice de Shannon obtenues sur les mêmes données (carême 2011) (*Figure 35*).

Le DE de l'IBMA-972 est bien supérieur à celui de l'Indice de Shannon, les valeurs de DE étant respectivement de 0,96 et 0,63 en 2011. Autrement dit, l'indice de Shannon identifie comme impactées seulement 63% des stations soumises à une pression, contre 96% pour l'IBMA-972. Aussi, l'IBMA-972 s'avère beaucoup plus stable en conditions de référence que l'Indice de Shannon (les coefficients de variations dans les LIRRs sont respectivement de 0,11 et 0,22).

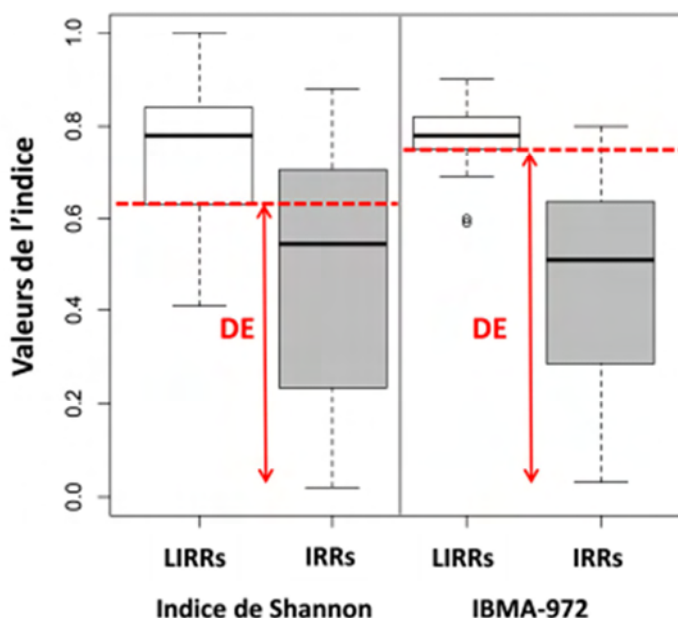


Figure 35. Distribution des résultats et efficacité de discrimination de l'indice de Shannon et de l'IBMA-972 pour un même jeu de données. Les valeurs d'indice de Shannon ont été ramenées entre 0 et 1 en les divisant par la valeur maximale de la distribution.

IV.6.2. Application aux jeux de données tests

L'IBMA-972 a été calculé sur les jeux de données tests acquis en 2010 (carême et hivernage) ainsi que sur un jeu de données acquis au carême 2012³ pour tester sa robustesse et sa stabilité en conditions de références. Des tests de Kolmogorov-Smirnoff ont été réalisés pour rechercher d'éventuelles différences significatives entre la distribution des scores des LIRRs du jeu de construction et la distribution des scores des LIRRs de chacun des jeux de données tests. L'efficacité de discrimination (DE) de l'indice et le coefficient de variation des LIRRs (CV) ont aussi été calculés pour chaque jeu de données tests. La distribution des scores de l'IBMA-972 a été représentée pour chaque jeu de données (*Figure 36*).

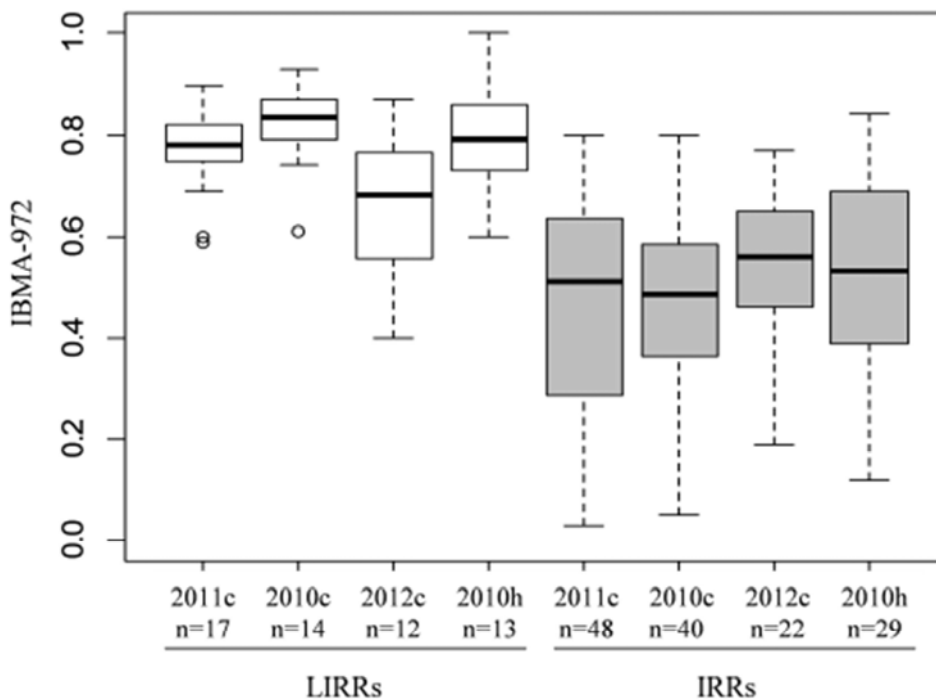


Figure 36. Distribution des scores de l'IBMA-972 : comparaison entre le jeu de construction (boîtes à moustaches blanches) et les jeux de données tests (boîtes à moustaches grises). c : carême ; h : hivernage. Les boîtes s'étendent du 1^{er} au 3^{ème} quartile. Les cercles blancs représentent les valeurs extrêmes.

³ Ce jeu de données a été acquis non pas dans le cadre de cette thèse mais dans le cadre du suivi DCE des cours d'eau de Martinique qui a pour maîtres d'ouvrages la Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de la Martinique et l'Office De l'Eau de la Martinique et pour prestataire Asconit Consultants. Ce jeu de données inclut les mêmes sites RSR et RCS que ceux suivis dans le cadre de ce travail de thèse. Le protocole de terrain et les exigences de tri et détermination des échantillons étant les mêmes que celles appliquées dans cette thèse, il est possible de calculer l'IBMA-972 sur les données de carême 2012 et d'en utiliser les résultats pour tester l'indice IBMA-972.

La distribution des scores des LIRRs ne diffère pas significativement entre la campagne de 2011 et les campagnes de carême 2010 et hivernage 2010 (Tests de Kolmogorov-Smirnoff, respectivement : $D=0.4202$, $P=0.0964$ et $D=0.2036$, $P=0.8831$) (*Figure 36*). L'IBMA-972 est donc stable en conditions de référence entre ces campagnes, avec une valeur médiane des distributions des scores des LIRRs avoisinant 0,8 pour chacune de ces campagnes. L'IBMA-972 reste très discriminant ($DE>0.93$) et stable en conditions de référence ($CV<0.14$) pour ces campagnes (*Tableau 14*). Par contre, les distributions diffèrent significativement entre les campagnes de 2011 et carême 2012 (Tests de Kolmogorov-Smirnoff, respectivement : $D=0.5147$, $P=0.0301$). La distribution des scores des LIRRs est significativement plus basse en carême 2012 comparé aux autres campagnes (*Figure 36*) et elle présente un coefficient de variation plus élevé ($CV=0.22$; *Tableau 14*). En conséquence, l'IBMA-972 est beaucoup moins discriminant sur les données de carême 2012 ($DE=0.62$) comparé aux autres campagnes. La variabilité naturelle des communautés dans le temps mais aussi un changement ponctuel d'opérateur de tri et détermination pourraient expliquer cette différence de distribution.

Tableau 14. Efficacité de discrimination et coefficient de variation de l'IBMA-972 de 2010 à 2012.

Caractéristiques de l'IBMA-972	Jeu de données de construction	Jeux de données tests		
	Carême 2011	Carême 2010	Carême 2012	Hivernage 2010
Efficacité de discrimination (DE)	0.96	0.98	0.62	0.93
Coefficient de variation en conditions de référence (CV)	0.11	0.10	0.22	0.14

IV.6.3. Effet de saisonnalité

Nous souhaitons ici déterminer si l'IBMA est sensible à un effet de saisonnalité, qui se manifesterait par une diminution ou augmentation des notes entre le carême et l'hivernage. Avant de comparer les scores des deux saisons, il faut s'assurer que les données physico-chimiques/les impacts soient comparables entre les saisons. Une Analyse en Composantes Principales a alors été réalisée sur les données physico-chimiques (22 paramètres) des 43 stations communes aux campagnes de carême 2010 et hivernage 2010. Ensuite, des tests de

rangs signés de Wilcoxon pour échantillons appariés ont été utilisés pour évaluer la stabilité de l'IBMA entre les saisons de carême et hivernage 2010.

D'après les résultats de l'ACP (*Figure 37*), les axes 1 et 2 expliquent 38% et 17% de la variabilité du jeu de données, respectivement. A eux deux, ils expliquent 54% de la variabilité du jeu de données. L'effet « saison » explique ainsi une grande partie de la variabilité totale des données. Cependant, les groupes de stations « hivernage » et « carême » n'étant pas distinct l'un de l'autre dans le plan factoriel retenu, l'effet « saison » est assez faible. Globalement les valeurs des paramètres physico-chimiques sont du même ordre de grandeur au carême et à l'hivernage 2010, mais on constate que la variabilité entre les stations des paramètres physico-chimiques est plus grande au carême qu'à l'hivernage. Il est probable que les pollutions soient « diluées » par les niveaux d'eau supérieurs et les crues fréquentes à la saison d'hivernage.

Les résultats des tests de rangs de Wilcoxon pour données appariées montrent que les valeurs de l'IBMA ne diffèrent pas significativement entre les saisons ($W = 464, P > 0.005$). L'IBMA est donc peu sensible à la saison de prélèvement de la faune.

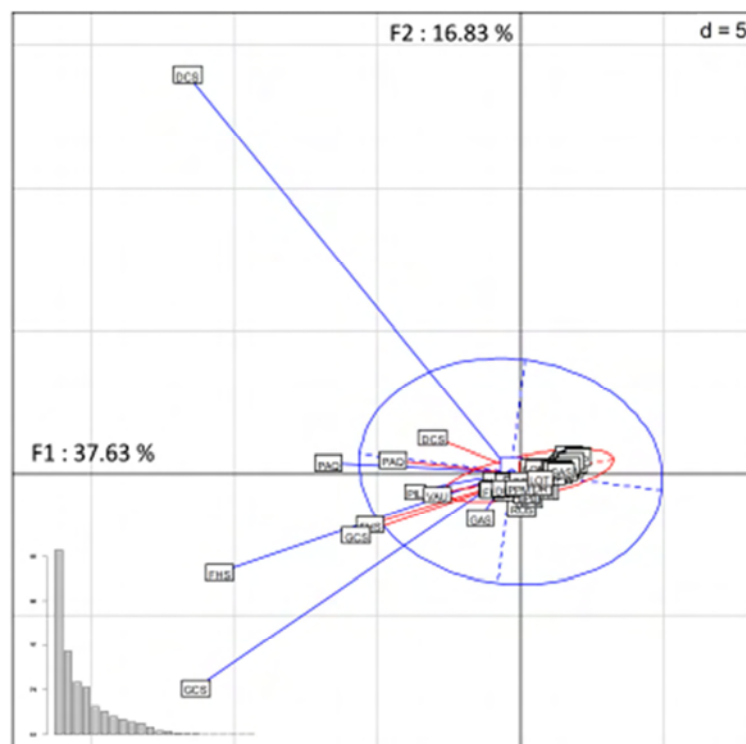


Figure 37. Résultats de l'Analyse en Composante Principale des données physico-chimiques. En bleu : carême 2010 ; en rouge : hivernage 2010.

IV.6.4. Définition des classes de qualité

Comme recommandé par la DCE, l'indice doit pouvoir être interprété par cinq classes de qualité écologique (« Très Bon », « Bon », « Moyen », « Médiocre » et « Mauvais »). Une telle interprétation nécessite la définition de limites inter-classes.

Les valeurs seuils doivent être fixées de manière à ce que « la plupart des sites de référence soit de *bonne* ou *très bonne* qualité biologique » (Barbour *et al.*, 1999). Pour la DCE, toutes les LIRRs doivent être en « très bon état » écologique.

Les classes ont été définies suivant la distribution des scores de l'indice sur le jeu de données de construction (carême 2011). Seules les « vraies » LIRRs ont été considérées (les LIRRs du cluster 3 située dans le cluster 2 ont été exclues) afin que la limite du « Très bon état » soient la plus juste possible. Les limites des classes de qualité sont les suivantes :

- Le premier quartile de la distribution des scores LIRRs a été pris pour limite inférieure du « Très bon état ». Cette limite permet d'intégrer l'ensemble des LIRRs des jeux de données tests de carême 2010 et hivernage 2010 ;
- La médiane de la distribution des scores des IRRs a été prise pour limite « Bon état/Etat médiocre » ;
- La valeur moyenne entre le premier quartile et la médiane de la distribution des scores des IRRs a été prise pour limite « Mauvais état/Etat Médiocre » ;
- Le premier quartile de la distribution des scores des IRRs a été pris pour limite « Mauvais Etat/Très mauvais état ».

En appliquant ce découpage (*Figure 38*) nous obtenons les classes suivantes (*Tableau 15*) :

Tableau 15. Limites des classes d'état. TBE : Très Bon Etat ; BE : Bon Etat ; EM : Etat Médiocre ; ME : Mauvais Etat ; TME : Très Mauvais Etat.

TME	ME	EM	BE	TBE
[0 ; 0.29 [[0.29 ; 0.40 [[0.40 ; 0.51 [[0.51 ; 0.74 [[0.74 ; 1]

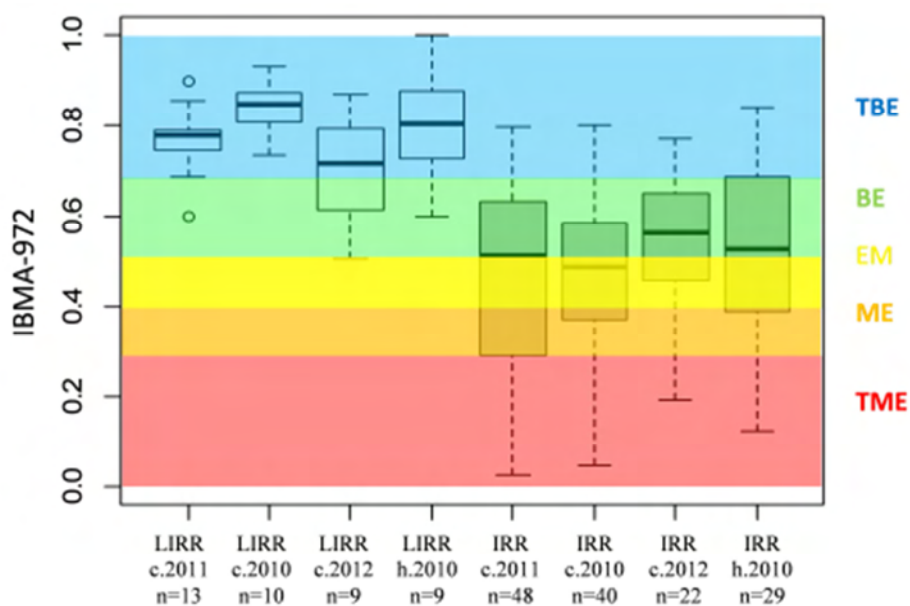


Figure 38. Découpage des classes d'états suivant la distribution des scores de l'IBMA-972.
 TBE = Très bon état ; BE = Bon état ; EM = Etat médiocre ; ME = Moyen Etat ; TME = Très mauvais état. c : carême, h : hivernage.

IV.7. Résultat final : cartes d'état des sites de 2010 et 2012 pour l'évaluation

L'IBMA-972 a été calculé pour l'ensemble des données de carême (carême 2010, 2011 et 2012) et une classe d'état a été attribuée à chacun des sites (Figure 39).

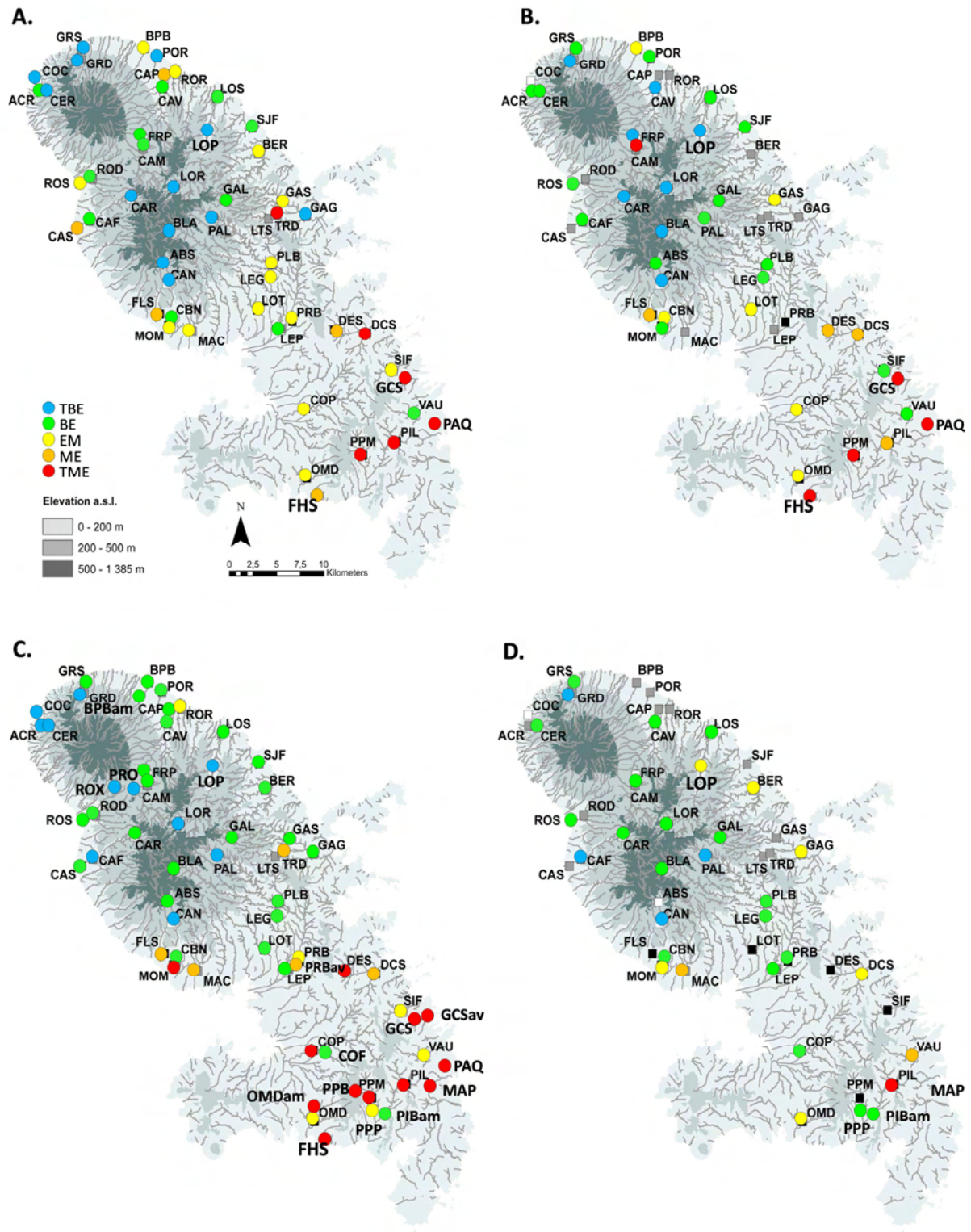


Figure 39. Cartes d'état des sites pour chaque campagne. A : Carême 2010 ; B : Hivernage 2010 ; C : Carême 2011 ; D : Carême 2012. TBE = Très bon état ; BE = Bon état ; EM = Etat médiocre ; ME = Moyen Etat ; TME = Très mauvais état.

IV.8. Discussion et conclusion

L'indice IBMA-972 proposé est un indice multimétrique généraliste capable de discriminer la pression anthropique de la variabilité naturelle. Les sites d'étude ont été sélectionnés de manière à couvrir l'ensemble de la gamme des pressions anthropiques et pour disposer de gradients de perturbations. Malgré cela, certaines catégories de pressions sont représentées par un faible nombre de sites. Aussi beaucoup de sites sont impactés par plusieurs catégories de pressions (contexte multi-pression), qui sont mal définies et non quantifiées pour un certain nombre de sites (cas des micropolluants par exemple). Dans ce contexte, il est difficile d'identifier des métriques capables de discriminer spécifiquement une ou un groupe très restreint de catégories de pression. Un indice généraliste semblait donc être beaucoup plus approprié.

Notre indice est performant pour discriminer les sites impactés des sites de référence puisque 96% des sites classés comme « impactés » sur la base des données environnementales sont aussi considérés comme « impactés » par l'IBMA-972. Comparé à l'indice de Shannon, l'IBMA-972 améliore significativement la détection des sites impactés (de 33%). Nous avons testé l'IBMA-972 sur des jeux de données indépendants, ce qui nous a permis de démontrer sa stabilité en conditions de référence et sa robustesse en termes d'efficacité de discrimination. Hormis pour un jeu de données tests sur lequel l'IBMA-972 s'est avéré peu stable en conditions de référence et aussi peu discriminant que l'indice de Shannon, l'efficacité de discrimination de l'IBMA-972 est élevée pour toutes les campagnes ($DE > 0.93$) et supérieure à celle de l'indice de Shannon qui était jusque-là utilisé pour évaluer la qualité biologique des sites.

Cependant, l'IBMA-972 semble moins performant dans le sud de la Martinique. Certes, les cours d'eau sont soumis à des perturbations plus importantes dans le sud de l'île (zone la plus peuplée) comparé au nord, mais certaines stations, et en particulier celles situées au sud-est de la Martinique, semblent excessivement mal notées. Ces mauvaises notations peuvent être expliquées par le manque de sites de référence dans cette sous-région. La sélection de sites de référence appropriés est une étape cruciale dans l'élaboration d'un indice multimétrique puisque cela facilite les comparaisons entre les sites de référence et les sites impactés. L'utilisation de LIRRs choisies dans une sous-région voisine conduit à sous-évaluer

la qualité des rivières dans le sud de la Martinique. Aussi, les sites situés au Sud-Est de la Martinique (stations PAQ, PIL, DES, etc.) sont tous évalués en « très mauvais état » car ils présentent des valeurs très élevées de conductivité. Ces valeurs sont liées bien plus à la lithologie (concentrations élevées de Na, Ca, Mg, Cl ; Lions *et al.*, 2008) qu'aux impacts anthropiques. Pour corriger ces biais, les limites des classes écologiques seront adaptées pour la région Sud en diminuant les valeurs seuils des classes de qualité.

Comparé à la typologie de la France métropolitaine, la Martinique a reçu peu d'attention : la typologie de la Martinique est peu poussée et doit être affinée (Chandesris *et al.*, 2005). Compte tenu de l'état actuel des connaissances, l'utilisation de la biotypologie basée sur les communautés de macroinvertébrés et les caractéristiques physico-chimiques des rivières (Chapitre III) semble plus pertinente que l'utilisation des hydroécotones strictes fondées sur le climat, la géologie et la végétation.

Cinq métriques ont été sélectionnées pour l'indice final IBMA-972. Parmi elles, la métrique « BlocsPierresCaillouxGalets_reach » est une catégorie de trait relative aux préférences de substrat des invertébrés. L'abondance relative des macroinvertébrés vivant préférentiellement sur les « blocs » (substrats minéraux grossiers) diminue avec l'impact anthropique. Les macroinvertébrés vivant sur les substrats minéraux grossiers sont des taxons rhéophiles (Prodon, 1976) qui sont généralement polluosensibles en eaux tempérées (par exemple les Philopotamidae). La métrique « RichesseRelativePredateurs_BC » est la seule métrique croissante retenue. C'est une diminution du pourcentage de taxons non-prédateurs (détritivores au sens large, herbivores, etc) sensibles aux impacts anthropiques qui explique cette variation de la métrique (en moyenne seulement 17 taxons non-prédateurs sur les stations IRRs contre 24 sur les stations LIRRs), plutôt qu'une augmentation du pourcentage de taxons prédateurs (en moyenne 2,3 et 1,9 taxons prédateurs sur les stations LIRRs et IRRs, respectivement). L'inclusion de traits indiquant les fonctions écologiques des macroinvertébrés benthiques a de nombreux avantages (Charvet *et al.*, 1998; Dolédec *et al.*, 2006), mais les procédures de « codage flou » (Chevenet *et al.*, 1994) font défaut dans les zones tropicales où l'autoécologie de la majorité des espèces est mal (ou pas) documentée (Tomanova et Usseglio-Polatera, 2007; Tomanova *et al.*, 2008; Moya *et al.*, 2011).

Les trois autres métriques sont des mesures taxonomiques qui diminuent avec l'impact anthropique. Parmi elles, deux métriques (Abondance des Ephéméroptères [B + C] et Richesse de taxons ETC [A + B]) prennent en compte les Ephéméroptères et les Trichoptères,

qui sont des taxons bien connus pour leur sensibilité à la dégradation de l'environnement (Gabriels *et al.*, 2010). L'Abondance des Ephéméroptères est rarement utilisée dans les indices multimétriques (par exemple Moya *et al.*, 2007), bien que les Ephéméroptères soient répandues dans les rivières et particulièrement rares sur les sites très impactés. Enfin, l'indice de diversité de Shannon (Indice de Shannon [B + C]) est un des indicateurs les plus fiables dans la plupart des indices multimétriques, et montre une bonne réactivité aux perturbations anthropiques. Par conséquent, il est largement utilisé dans plusieurs index multimétriques à la fois en zone tempérée (par exemple Böhmer *et al.*, 2004 ; Mondy *et al.*, 2012) et en zone tropicale (par exemple Jun *et al.*, 2012 ; Helson et Williams, 2013). Enfin, les métriques incluses dans l'IBMA-972 concernent toutes les phases du protocole d'échantillonnage [A, B, C], ce qui confirme que le protocole d'échantillonnage de l'AFNOR développé pour la France métropolitaine est pertinent et peut être utilisé en Martinique sans modification.

Lorsqu'il est question d'indice de bioindication en milieu tropical, la question de l'applicabilité et de la fiabilité de l'indice en saison d'hivernage se pose toujours. Les résultats sont variés pour les études qui ont déjà examiné l'effet de saisonnalité. Comme dans ce travail de thèse, Oliveira *et al.* (2011) et Couceiro *et al.* (2012) n'ont pas remarqué de changement entre les saisons en évaluant la qualité biologique de cours d'eau du Brésil. A l'inverse, d'autres études ont mis en évidence un effet de saisonnalité sur les communautés de macroinvertébrés benthiques : Leung et Dudgeon (2011) et Leung *et al.*, (2012) à Hong Kong et Helson et Williams (2013) au Panama. En particulier, ces derniers ont observé en développant un indice multimétrique que certaines métriques (le nombre de taxons d'Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères, l'indice de Margalef et le pourcentage de Trichoptera) présentent des valeurs plus basses pendant la saison humide, en lien avec les faibles abondances des macroinvertébrés benthiques à cette saison. Compte tenu des difficultés techniques à effectuer les prélèvements à l'hivernage, des variations naturelles d'abondances en macroinvertébrés benthiques à cette saison et des éventuels effets de dilution des pollutions dus à la montée des eaux et qui rendent les pollutions plus difficilement détectables, nous conseillons de réaliser l'évaluation de la qualité écologique des sites en saison sèche.

L'IBMA-972 répond aux exigences de la DCE en prenant en compte l'abondance et la diversité des taxons. Une autre exigence de la DCE est que l'évaluation écologique doit considérer la sensibilité des taxons à la pollution (European Council, 2000). Aucune des métriques finales ne correspond à une mesure directe de la sensibilité à la pollution des

taxons. À ce jour, les valeurs de tolérance manquent pour la faune locale et plusieurs études ont mis en garde que les valeurs de tolérance développées dans les régions tempérées ne sont pas transposables à la zone néotropicale (Moya *et al.*, 2007 ; Tomanova *et al.*, 2006). Les rapport ET/Diptères et ET/(Diptères + Oligochètes) ont été calculés et inclus dans ce travail en tant que mesures de tolérance, mais ils n'ont pas été retenus par notre procédure statistique de sélection des métriques.

La résolution taxonomique est une question importante en bioindication (Bailey *et al.*, 2001 ; Lenat et Resh, 2001 ; Chessman *et al.*, 2007). De nombreuses méthodes d'évaluation biologique privilégient l'identification au niveau des familles pour ses avantages de rapidité, commodité et ses avantages économiques (Thorne et Williams, 1997). Cependant, il est souvent affirmé que les espèces congénères présentent différents niveaux de tolérance et des traits écologiques différents. L'identification au niveau taxonomique le plus bas possible (espèce) fournit des données écologiques plus précises, ce qui permet de détecter de multiples facteurs de stress et de discriminer avec plus de précision les différences d'intégrité biologique. Nous avons combiné les identifications au niveau de la famille (minimum de connaissances en matière de taxonomie, par exemple pour les diptères), identifications au niveau du genre (par exemple Trichoptères, et la plupart des Epheméroptères) et des espèces (par exemple Odonates, Décapodes, Caenidae), et cela semble être un bon compromis entre les besoins des études de surveillance de routine et de la sensibilité de l'outil d'évaluation biologique.

En conclusion, l'indice multimétrique proposé (IBMA-972) est le premier outil de biosurveillance mis au point pour les Petites Antilles françaises. Non seulement il améliore considérablement la détection des sites impactés comparé à l'indice de Shannon, mais il répond également autant que possible aux exigences de la DCE compte tenu de l'état actuel des connaissances sur la faune des Antilles françaises. En tant qu'indice généraliste, l'IBMA-972 est sensible à la gamme complète des perturbations potentielles (y compris à la fois la dégradation de la qualité de l'eau et la dégradation de l'habitat). Il tient compte des caractéristiques taxonomiques et des traits biologiques des assemblages de macroinvertébrés benthiques. Le fait que l'indice se soit avéré moins stable et moins discriminant sur un jeu de données est un argument pour recommander une évaluation des masses d'eau sur plusieurs années, comme l'exige la DCE. Pour apporter des améliorations à cet indice, la typologie des cours d'eau de Martinique doit être affinée et des études complémentaires doivent être menées afin d'améliorer les connaissances biologiques et écologiques de la faune locale en particulier

en ce qui concerne la sensibilité des taxons à la pollution. Même s'ils ne sont pas indispensables au développement d'un indice DCE-compatible, les traits biologiques et écologiques pourraient être déterminés pour améliorer l'indice, notamment les traits relatifs au régime alimentaire des macroinvertbrés qui s'avèrent capables de détecter des perturbations anthropiques (e.g. Tomanova *et al.*, 2008 ; Couceiro *et al.*, 2012 ; Helson et Williams, 2013).

V. ETUDE DES RESEAUX TROPHIQUES DE GUADELOUPE

V.1. Introduction

Les réseaux trophiques dans les rivières tropicales sont souvent décrits comme très dépendants de la matière organique détritique, caractérisés par des chaînes trophiques courtes, où l'omnivorie est la règle (Jepsen et Winemiller, 2002 ; Mantel *et al.*, 2004 ; Uieda et Motta, 2007).

Dans les cours d'eau des îles caribéennes, les poissons, les crevettes et les mollusques dominent les communautés animales par leur abondance et leur biomasse. Alors que le régime alimentaire de ces taxons est assez bien documenté (par ex. Pointier et Lamy, 1998 ; Lim *et al.*, 2002 ; Coat *et al.*, 2009 ; Lefrançois *et al.*, 2011), le régime alimentaire des insectes aquatiques est toujours méconnu puisque ce groupe d'organismes est systématiquement exclu des études sur les réseaux trophiques et les régimes alimentaires. L'abondance et la biomasse des insectes aquatiques est faible dans cette zone biogéographique (Buzby, 1998 ; March et Pringle, 2003 ; Touron-Poncet *et al.*, 2012 ; Bernadet *et al.*, 2013), ce qui justifie en partie ce manque d'intérêt (Coat *et al.*, 2009).

Il est important de comprendre les rôles trophiques des consommateurs pour améliorer les connaissances sur les flux d'énergie et les cycles des éléments dans les écosystèmes (Vanni, 2002). L'analyse des isotopes stables est de plus en plus appliquée en écologie aquatique parce qu'elle permet d'examiner précisément les relations entre les ressources et les consommateurs (ex., Peterson et Fry, 1987; Peterson 1999 ; Mulholland *et al.*, 2000). Puisque les signatures $\delta^{13}\text{C}$ des ressources aquatiques et terrestres diffèrent souvent et que les signatures isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ des consommateurs reflètent la nourriture qu'ils consomment, l'analyse des signatures $\delta^{13}\text{C}$ des consommateurs est utilisée pour estimer l'importance relative des différentes ressources basales dans les réseaux trophiques (Hamilton *et al.* 1992, Doucett *et al.*, 1996). Les signatures $\delta^{15}\text{N}$ sont quant à elles utilisées pour déterminer le niveau trophique des consommateurs (Post, 2002). Le traçage isotopique naturel s'avère donc être un outil puissant dans l'étude des réseaux trophiques (Peterson et Fry, 1987 ; Dufour et Gerdeaux, 2001 ; Jardine *et al.*, 2003).

Le principal avantage de la méthode des isotopes stables dans la détermination des réseaux trophiques réside dans le fait que le signal obtenu représente l'alimentation assimilée par un organisme sur une longue durée. À l'inverse, les moyens classiques d'investigation du régime alimentaire, à savoir l'analyse du contenu stomacal ou l'observation directe du

comportement alimentaire, informent sur l'alimentation ingérée à court terme, juste avant la capture de l'organisme. Cet avantage est important dans les régions tropicales où les feuilles en décomposition, généralement plus dures et chargées en composés secondaires, constituent une source de nourriture plus récalcitrante pour les organismes détritivores comparé aux feuilles des régions tempérées (Boyero *et al.*, 2009).

Plus récemment, les isotopes stables se sont avérés être des outils intéressants pour analyser et comparer les niches trophiques sous diverses conditions environnementales à travers le calcul de descripteurs des niches (Layman *et al.*, 2007; Quevedo *et al.*, 2009 ; Schmidt *et al.*, 2011).

Dans cette étude, nous avons utilisé l'analyse des isotopes stables pour décrire la structure des réseaux trophiques constitués par les macroinvertébrés benthiques dans des situations de références et impactées par les activités anthropiques (agriculture et urbanisation) dans des rivières de Guadeloupe. Les objectifs étaient : 1) de déterminer les signatures isotopiques des macroinvertébrés benthiques les plus abondants et d'en dégager les principales sources alimentaires et leurs niveaux trophiques ; 2) d'estimer l'importance relative de différentes ressources primaires (biofilm et litière) comme sources de nourriture pour les macroinvertébrés benthiques et 3) de déterminer de quelle manière la structure des réseaux trophiques varie le long d'un gradient de perturbation anthropique considéré à travers l'utilisation des sols.

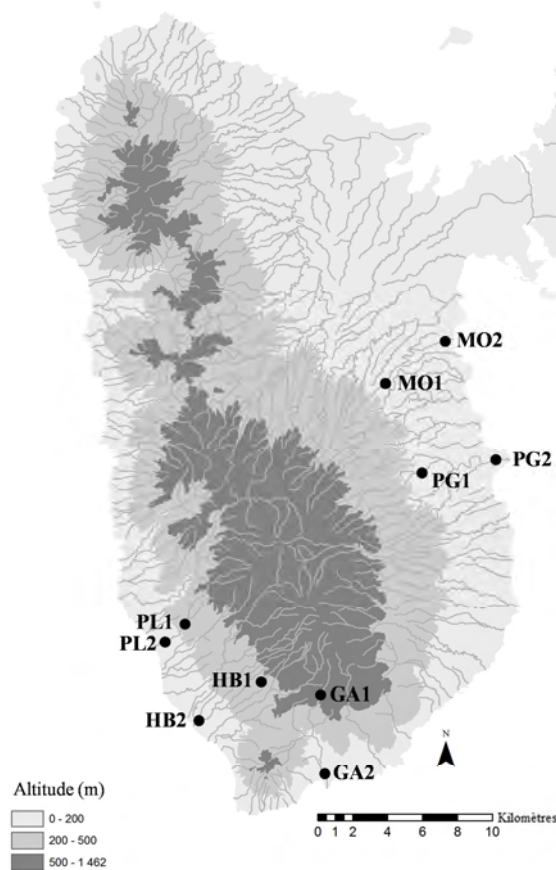
V.2. Matériel et méthode

Les sites d'étude

L'étude a été menée sur l'île de Basse-Terre en Guadeloupe (Petites Antilles Françaises) durant la saison sèche (carême) en mars 2012. Nous avons choisi cette île plutôt que la Martinique pour ce travail car il y était plus aisé de travailler sur des couples de stations amont-aval (référence-impacté) peu distants et comparables sur le plan de la géomorphologie et des communautés en place. Puisque les rivières de l'île de Basse-Terre en Guadeloupe partagent beaucoup de caractéristiques communes avec celles de Martinique (notamment en ce qui concerne la physico-chimie de l'eau, les caractéristiques hydromorphologiques, la composition des communautés de macroinvertébrés benthiques (cf. chapitre II) et la nature et l'intensité des pressions anthropiques), les résultats et conclusions de l'étude seront facilement transposables à l'île de la Martinique.

Cinq couples de stations situés sur cinq rivières différentes ont été sélectionnés (*Figure 40*), de sorte que : i) la station amont soit une station non impactée par les activités anthropiques et ii) la station aval soit fortement impactée par les activités anthropiques telles que l'agriculture (pollutions aux pesticides) et l'urbanisation (aval de rejet de station d'épuration ou pollution domestique diffuse). Les stations aval situées sur les rivières Moustique (MO) et Grande Anse (GA) sont situées dans des zones d'agriculture intensive où les cultures de bananes sont majoritaires. Les stations situées en aval sur la Petite Rivière à Goyave (PG), la Rivière du Plessis (PL) et la Rivière aux Herbes (HB) sont impactées par les rejets domestiques ou les rejets de station d'épuration. Chaque station a été caractérisée en utilisant sept variables physico-chimiques et trois variables de recouvrement des terres. Trois des variables physico-chimiques ont été mesurés directement dans le courant à l'aide d'une sonde multiparamétrique Hydrolab Quanta : la conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), le pH et l'oxygène dissous ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Des prélèvements d'eau ont été réalisés et conservés en conditions réfrigérées jusqu'à leur analyse par le Laboratoire Départemental d'Analyses de Martinique et de la Drôme pour déterminer les concentrations en ammonium, nitrates, sulfates et matières en suspension. Un Système d'Information Géographique (SIG, ESRI ArcGIS 10) a été utilisé pour déterminer l'occupation des sols sur les bassins versants des cours d'eau au niveau de chacune des stations (% de forêt, % de terres agricoles, % de terres urbanisées). Ces pourcentages ont été estimés sur un corridor riverain (zone tampon) de 1000 m de long et de

100 m de large, situé immédiatement en amont de la station (voir Compin et Cereghino (2007) pour les détails méthodologiques et théoriques). Les informations numériques d'occupation des sols ont été extraites de la base de données européenne Corine Land Cover pour la Martinique (Ministère français de l'Ecologie, voir aussi Cruiskshank et Tomlison, 1996).



*Figure 40. Carte de localisation des sites de l'étude.
MO : Rivière Moustique ; HB : Rivière aux Herbes ; PG : Petite Rivière à Goyave ; PL : Rivière du Plessis ; GA : Rivière Grande Anse. 1 : station amont ; 2 : station aval.*

Diversité des communautés de macroinvertébrés benthiques et évaluation de l'état écologique

Le protocole normalisé XP T 90-233 (AFNOR, 2009) intitulé « Prélèvements des macroinvertébrés aquatiques en rivières peu profondes » a été appliqué sur l'ensemble des stations. Sur chaque station, douze prélèvements ont été réalisés, au prorata de leur surface de recouvrement et compte tenu aussi de leur habitabilité. Ainsi, huit prélèvements ont été réalisés dans les habitats dominants (i.e. de surface relative supérieure ou égale à 5% de la surface de la station) et quatre prélèvements ont été réalisés dans les habitats marginaux. On obtient ainsi une image globale moyenne du peuplement invertébré pour chaque station. Les prélèvements sont réalisés à l'aide de filet Surber. Les éléments organiques et minéraux grossiers sont ensuite éliminés des prélèvements après avoir été soigneusement lavés et examinés. Chaque prélèvement a ensuite été fixé sur le terrain avec du formaldéhyde (concentration finale : 4%) pour sa conservation. Après rinçage, les macroinvertébrés ont été rincés et déterminés au laboratoire au niveau du genre ou de l'espèce à l'aide des clefs de déterminations établies pour la Martinique et la Guadeloupe (CESAC 2001 et 2002) et grâce à une clé Nord Américaine (Merritt *et al.*, 2008). La richesse taxonomique et l'abondance des macroinvertébrés benthiques ont été déterminées sur station à partir des listes faunistiques. L'état écologique de chaque station a aussi été évalué en calculant l'Indice Biologique pour les Antilles (IBMA) (Touron-Poncet *et al.*, article soumis à publication).

Analyses isotopiques

Prélèvement du matériel biologique et mesure des signatures isotopiques

Sur chaque station, les macroinvertébrés benthiques ont été prélevés dans toute la mosaïque d'habitat sur un tronçon de rivière à l'aide d'un filet Surber ou d'un filet à main. Les taxons les plus abondants et visibles à l'œil nu ont été isolés et déterminés sur le terrain à l'aide d'une loupe binoculaire. Parmi eux, nous avons sélectionné les taxons de sorte à prélever des individus appartenant aux quatre principales guildes trophiques : les herbivores, les détritivores et collecteurs, les omnivores et les prédateurs. Auparavant, les macroinvertébrés avaient été assignés à une guildes trophique suivant la littérature locale (Coat *et al.*, 2009), tropicale (Tomanova *et al.*, 2006) et en dernier recours suivant la littérature nord-américaine (Merritt *et al.*, 2008). Dans le cas des invertébrés benthiques de petite taille,

l'organisme entier vivant a été gardé, après élimination des fourreaux minéraux et végétaux dans le cas des Trichoptères. Dans le cas des mollusques, l'opercule et la coquille ont été éliminés et seul le pied (muscle) a été gardé. Pour les crevettes, c'est le muscle caudal des individus disséqués vivants qui a été conservé. Le muscle est représentatif de l'individu entier (Peterson et Fry, 1987) et fournit un signal intégratif de l'alimentation sur le long terme (Dufour et Gerdeaux, 2001). Sur chaque station, deux échantillons de litière et biofilm ont aussi été réalisés. Les feuilles en décomposition dans le cours d'eau ont été collectées en plusieurs points et nettoyées de manière à éliminer les sédiments fins et le biofilm de leurs surfaces. Le biofilm épilithique a été récupéré sur plusieurs pierres immergées à l'aide d'une brosse. Le matériel biologique (macroinvertébrés benthiques et litières) a été rincé à l'eau distillée avant de constituer les échantillons à analyser. Chaque échantillon a été réalisé de sorte 1) à obtenir un échantillon d'au moins 1mg de biomasse sèche et 2) à réduire l'effet de la variation interindividuelle sur les analyses isotopiques : dans le cas des animaux de grande taille (crevettes et mollusques dont le poids sec individuel est supérieur à 1 mg), au minimum trois individus ont été collectés. L'ensemble de ces échantillons a été transporté dans de la glace jusqu'au laboratoire puis congelé 24h à -30°C dans l'attente de leur traitement.

Tous les échantillons animaux et détritiques ont été séchés à l'étuve à 60 ° C pendant 48 heures et conditionnés pour l'analyse des isotopes stables. Toutes les analyses isotopiques ont été effectuées par le laboratoire « Stable Isotope Facility » (SIF) de l'Université Davis, Etats-Unis, à l'aide d'un spectromètre de masse de rapport isotopique 20-20 (Sercon Ltd, Cheshire, Royaume-Uni) couplé à un analyseur élémentaire PDZ Europa ANCA-GSL. Les rapports isotopiques sont exprimés en parties pour mille (‰) des valeurs delta (^{13}C ou ^{15}N) relativement aux standards internationaux de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA) (PeeDee Belemnite pour le carbone, azote atmosphérique en ce qui concerne l'azote): $\delta^{13}\text{C}$ ou $\delta^{15}\text{N}$ (‰) = [(Rech - Rstd) / Rstd] x 1000, où R = $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, « ech » signifiant « échantillon » et « std » pour « standard ».

Corrections des données

Le contenu lipidique d'un tissu, du fait de son appauvrissement en isotope lourd ^{13}C , peut avoir une influence sur les valeurs $\delta^{13}\text{C}$ mesurées (DeNiro et Epstein, 1977 ; Pinnegar et Polunin, 1999 ; Bodin *et al.*, 2007). En premier lieu, nous avons corrigé cet effet par une normalisation mathématique, présentée pour la première fois par McConnaughey et McRoy (1979). Elle consiste à normaliser les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ des échantillons gras (possédant des

ratios C/N supérieurs à 4) par rapport à leur contenu lipidique. Les équations utilisées pour calculer le contenu lipidique (L) et la valeur corrigée de $\delta^{13}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}'$) sont les suivantes : $L = 93 / [1 + (0,246 \cdot \text{C/N} - 0,775) - 1]$ et $\delta^{13}\text{C}' = \delta^{13}\text{C} + 6 \times [-0,207 + (3,90 / (1 + 287 / L))]$. Le chiffre 6, dans la seconde équation, représente la différence isotopique moyenne (en $\delta^{13}\text{C}$) entre les protéines et les lipides (elle est évaluée, d'après plusieurs auteurs, à 6 ‰) (DeNiro et Epstein, 1977 ; Schlichtriem *et al.*, 2003).

Schmidt *et al.* (2007) conseille une correction des données lorsque les réseaux trophiques étudiés sont spatialement ou temporellement distincts, les signatures isotopiques des producteurs primaires aquatiques (biofilm et feuilles en décomposition) étant très variables dans l'espace et dans le temps en comparaison aux producteurs primaires terrestres. Dans certaines études, les valeurs isotopiques de consommateurs primaires largement distribués (les mollusques par exemple) ont été utilisées comme alternative plus fiable en tant que données de référence (Quevedo *et al.*, 2009). Dans cette étude, aucun consommateur primaire n'était présent sur l'ensemble des stations pour permettre l'évaluation précise des valeurs isotopiques de référence. Par conséquent, nous avons opté pour une correction employée par Schmidt *et al.* (2011), qui consiste à normaliser la position de chacune des espèces dans l'espace à deux dimensions ($\delta^{15}\text{N}$ versus $\delta^{13}\text{C}$) par rapport à un centre de gravité du réseau trophique. Pour chaque station, les coordonnées du centre de gravité du réseau trophique, appelé aussi « centroïde », ont été calculées comme la moyenne des $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ de toutes les espèces. Ensuite, l'écart au centroïde a été calculé pour chaque espèce appartenant au réseau trophique. Ces nouvelles coordonnées appelées « $\delta^{13}\text{C}$ relative et $\delta^{15}\text{N}$ relatif » (aussi notées $r\delta^{13}\text{C}$ et $r\delta^{15}\text{N}$) ont été utilisées pour définir les caractéristiques des niches trophiques.

Caractéristiques des niches trophiques

Pour évaluer les variations de taille et de structure des niches trophiques, nous avons calculé les métriques quantitatives proposées par Layman *et al.* (2007). Ces métriques, qui sont basées sur la position des espèces dans l'espace à deux dimensions $r\delta^{15}\text{N}$ versus $r\delta^{13}\text{C}$, permettent d'évaluer les différences de structure trophique à l'échelle des communautés le long de gradients de perturbations. Les métriques ont été calculées au niveau des communautés, avec les espèces pour références.

Pour chaque réseau trophique (chaque station), six métriques ont été calculées. La distance entre les valeurs extrêmes de $r\delta^{15}\text{N}$ (« Nitrogen Range », NR) et la distance entre les

valeurs extrêmes de $r\delta^{13}\text{C}$ (« Carbon Range », CR), qui est considérée comme une mesure de l'utilisation des ressources par les espèces en termes de diversification de niche. L'espace total de la niche occupé par le réseau trophique a été estimé en mesurant l'aire totale (TA) de la forme géométrique qui inclue toutes les espèces de l'espace isotopique $\delta^{15}\text{N}$ versus $\delta^{13}\text{C}$. La distance au centroïde (CD), qui mesure la diversité trophique, a été calculée comme la moyenne des distances euclidiennes entre chaque espèce et le centroïde du nuage de points. Enfin, la distance moyenne au plus proche voisin (MNND) et l'écart type de la distance moyenne au plus proche voisin (SDNND) ont été calculées pour évaluer la dispersion des points dans l'espace $\delta^{15}\text{N}$ versus $\delta^{13}\text{C}$ et ainsi estimer la redondance trophique. Les métriques ont été calculées grâce au package « the Stable Isotope Analysis in R » (SIAR ; version 3.0.0).

Analyses statistiques

En premier lieu, deux tests de Wilcoxon sur données appariées ont été réalisés pour déterminer si les signatures isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ diffèrent entre les sources de nourriture primaires considérées (feuilles mortes et biofilm).

Des régressions linéaires ont été réalisées pour déterminer s'il existe un lien entre les signatures isotopiques relatives ($r\delta^{13}\text{C}$ $r\delta^{15}\text{N}$) des macroinvertébrés benthiques et les variables de couverture du sol (% de forêts, % de terres agricoles et % de terres urbanisées), ainsi qu'avec l'indice IBMA. La normalité et l'égalité de variances des données ont auparavant été testées par des tests de Shapiro-Wilk et de Bartlett, et toutes les données de pourcentages de couverture ont été transformées en utilisant la fonction arc sinus de la racine carrée du pourcentage.

Une ANOVA à deux facteurs a été réalisée pour déterminer si les signatures isotopiques relatives ($r\delta^{13}\text{C}$ $r\delta^{15}\text{N}$) des macroinvertébrés benthiques des différents groupes trophiques (*Tableau 17*) diffèrent significativement entre les stations amont et les stations aval des rivières. Un test post-hoc de Tukey a été réalisé pour identifier les traitements qui diffèrent significativement. Aussi, des tests *t* de permutations ont été réalisés pour mettre en évidence des changements de signatures isotopiques relatives ($r\delta^{13}\text{C}$ $r\delta^{15}\text{N}$) entre l'amont et l'aval pour les macroinvertébrés benthiques présents à la fois sur aux moins deux stations amont et deux aval (*Americabaetis* sp., *Rhagovelia* sp. et *Macrobrachium* sp.)

Nous avons considéré un risque $\alpha=0.05$ pour toutes les analyses. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées sous le logiciel R 3.0.0. (R Development Core Team, 2009).

V.3. Résultats

Gradients de pollutions chimiques et de couverture des sols

Hormis la station PL1, les stations amont sont majoritairement bordées par des forêts (60-95%), alors que les couvertures agricoles et urbanisées représentent de faibles pourcentages (*Tableau 16*). A l'inverse, les stations aval sont bordées majoritairement par des terres agricoles (jusqu'à 96%) et/ou urbanisées (jusqu'à 72%), qui à elles deux représentent jusqu'à 100% de la couverture du sol autour de certaines stations aval (MO2 et PG2). Allant de 0 à 96% pour les terres agricoles et de 0 à 72% de terres urbanisées bordant les stations, les gradients d'utilisation des terres sont très marqués.

Toutes les stations situées en amont sont exemptes de pollutions pour les paramètres physico-chimiques mesurés. En comparaison, les données physico-chimiques sont dégradantes sur les stations situées en aval, pour au moins un paramètre physico-chimique (le plus souvent le pH, la conductivité et/ou les teneurs en matières en suspension et sulfates). Seule la station MO2 ne présente pas de pollution physico-chimique importante pour les paramètres mesurés.

Tableau 16. Paramètres physico-chimiques de l'eau et couverture des sols pour les stations de l'étude. MO : Rivière Moustique ; HB : Rivière aux Herbes ; PG : Petite Rivière à Goyave ; PL : Rivière du Plessis ; GA : Rivière Grande Anse. LQ : Limite de Quantification.

Sites	Localisation	Température (°C)	pH -	Conductivité (µS/cm)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	Matières en suspension (mg/L)	Sulfates (mg/L)	Couverture des sols (%)		
									Forêt	Terres urbanisées	Terres agricoles
MO1	Amont	23.9	7.22	119.7	0.06	< LQ	0.2	1.1	91	0	9
MO2	Aval	27.6	8.03	81	0.04	< LQ	4.4	1.1	0	4	96
HB1	Amont	22.1	6.50	220	0.04	< LQ	3.6	14.0	84	0	16
HB2	Aval	24.2	7.96	595	< LQ	4.5	27.0	62.0	65	19	16
PG1	Amont	24.3	7.69	56	< LQ	< LQ	2.4	1.0	60	0	40
PG2	Aval	29.3	7.95	168	9.00	< LQ	20.0	6.9	0	8	92
PL1	Amont	22.7	7.53	194	0.07	< LQ	3.4	2.8	40	0	60
PL2	Aval	25.3	7.58	205	< LQ	0.6	29.0	3.4	28	72	0
GA1	Amont	19.2	7.23	73	0.05	0.5	1.2	3.3	95	0	5
GA2	Aval	27.1	8.39	402	< LQ	5.1	70.0	40.7	22	29	49

Communautés macroinvertébrés benthiques et état écologique

Les données de richesse taxonomique et/ou d'abondance des macroinvertébrés benthiques dans les communautés révèlent que la plupart des stations aval sont impactées par les activités anthropiques. En effet, la richesse taxonomique diminue de plus de moitié d'amont en aval pour la Rivière du Plessis et la Rivière Grande Anse (*Figure 41*). L'abondance des macroinvertébrés benthiques sur ces stations est aussi considérablement modifiée, chutant de plus de 3200 individus en amont à moins de 300 individus en aval pour la Rivière du Plessis, ou passant de moins de 300 individus en amont à 5400 individus en aval pour la rivière Grande Anse. Même si la richesse taxonomique est peu modifiée d'amont en aval sur la Rivière aux Herbes et la Petite Rivière à Goyave, les abondances augmentent elles fortement, d'un facteur 2,2 à 5,4 respectivement. La station aval sur la Rivière Moustique (MO2) semble finalement être peu impactée, la richesse taxonomique augmentant d'amont en aval et l'abondance restant inférieure à 1000 individus sur la station aval. D'ailleurs, l'évaluation par l'IBMA indique que la station aval, comme la station amont, est de « bon état écologique ». Toutes les stations amont sont en « bon état » voire « très bon état écologique ». Les stations situées en aval des Rivières du Plessis et Grande Anse (PL2 et GA2) sont les plus impactées par les activités anthropiques puisque classées en « très mauvais écologique » par l'IBMA.

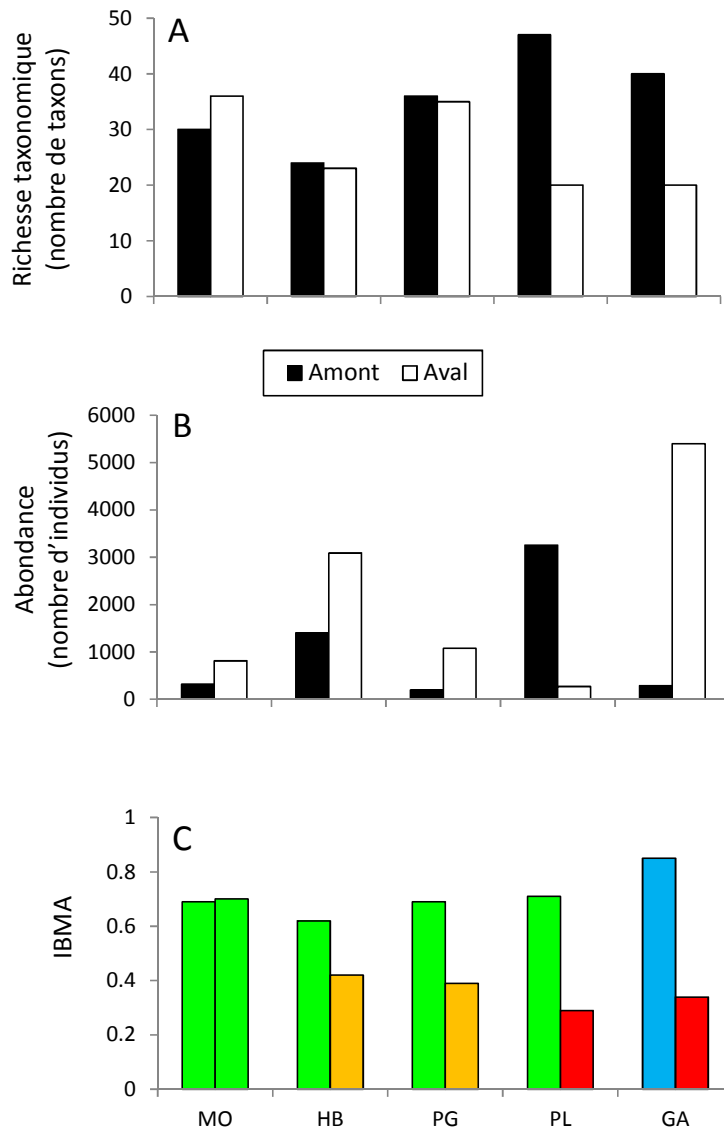


Figure 41. Richesse taxonomique (A), abondance des macroinvertébrés benthiques (B) et résultat de l'évaluation écologique par l'IBMA pour les sites de l'étude situés en amont et aval des perturbations. MO : Rivière Moustique ; HB : Rivière aux Herbes ; PG : Petite Rivière à Goyave ; PL : Rivière du Plessis ; GA : Rivière Grande Anse. Classe écologique pour l'IBMA : bleu : très bon état ; vert : bon état ; jaune : état moyen ; orange : mauvais état ; rouge : très mauvais état.

Signatures isotopiques des espèces

Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ sont comprises entre -34,0 et -24,5‰ pour les feuilles en décomposition et entre -24,5 et -16,4‰ pour le biofilm (Tableau 17). Les valeurs moyennes respectives sont égales à -29,0 et -21,6 ‰. Les tests de Wilcoxon sur données appariées indiquent des différences significatives entre les sources de nourriture primaires du point de vue du $\delta^{13}\text{C}$ (W=55, P=0,0029) et du $\delta^{15}\text{N}$ (W=49, P=0,0282).

Ces valeurs sont équivalentes à celles recensées dans la littérature pour la Guadeloupe : -29,1 et -21,0 ‰ pour la litière et le biofilm, respectivement (Coat *et al.*, 2009). Les valeurs moyennes de $\delta^{15}\text{N}$ sont faibles et égales 2,1 et 3,8 ‰ pour les feuilles et le biofilm, respectivement. Elles aussi sont très proches des valeurs déterminées par Coat *et al.* (2009), qui sont de 4,3 et 3,3 ‰, respectivement. De même pour les macroinvertébrés benthiques, les signatures isotopiques moyennes du mollusque *Melanoides tuberculata* ($\delta^{13}\text{C}=-18.2$ et $\delta^{15}\text{N}=7.8$) et des crevettes *Macrobrachium faustinum* ($\delta^{13}\text{C}=-20.1$ et $\delta^{15}\text{N}=8.1$) sont très proches des valeurs mesurées en Guadeloupe par Coat *et al.*, 2009 ($\delta^{13}\text{C}=-17.5$ et $\delta^{15}\text{N}=7.0$ et $\delta^{13}\text{C}=-21.5$ et $\delta^{15}\text{N}=9.0$).

Au total, les signatures isotopiques ont été déterminées pour 31 taxons, ces taxons ayant été analysés de 1 à sept fois (*Tableau 17*). Aucun taxon n'a été trouvé sur toutes les stations.

Les signatures isotopiques des macroinvertébrés benthiques sont comprises entre -38,8 (*Tricorythodes griseus*) et -16,0‰ (*Thiara granifera*) pour les valeurs $\delta^{13}\text{C}$ et entre 1,1 (*Psephenops* sp.) 11,1‰ (Dugesiiidae) pour les valeurs $\delta^{15}\text{N}$. Trois taxons se distinguent par leurs signatures $\delta^{15}\text{N}$ particulièrement élevées : les Dugesiiidae (Planaires) et Erpobdellidae (sangsues) ($\delta^{15}\text{N} > 10\%$), suivis par les crustacés *Macrobrachium* sp. ($\delta^{15}\text{N}$ moyen=8,1‰).

Tableau 17. Guildes trophiques des macroinvertébrés selon la bibliographie et signatures isotopiques (moyennes, minima et maxima) des macroinvertébrés et des sources obtenues dans notre étude.

H : Herbivores ; DC : Détritivores+Collecteurs ; P : Prédateurs. AM : présent sur au moins une station amont et absent de toutes les stations aval. AV : présent sur au moins une station aval et absent de toutes les stations amont. AM-AV : présent sur au moins une station amont et une station aval.

Matériel biologique	Guilde trophique	Référence bibliographique	Stations	N	$\delta^{13}\text{C}$ moyenne [min ; max]	$\delta^{15}\text{N}$ moyenne [min ; max]
Sources						
Biofilm	-	-	-	10	-21.6 [-24.5 ; -16.4]	3.8 [1.5 ; 5.7]
Litière	-	-	-	10	-29.0 [-34.0 ; -24.5]	2.1 [-0.6 ; 4.6]
Insectes						
Americabaetis sp.	DC	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AM - AV	7	-25.2 [-29.4 ; -23.4]	3.9 [1.5 ; 6.9]
<i>Argia concinna</i>	P	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AM	3	-26.0 [-28.6 ; -24.5]	4.3 [3.6 ; 4.7]
Blephariceridae	H	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AM	1	-30.2	7.5
<i>Caenis</i> sp.	DC	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AM - AV	3	-25.5 [-26.8 ; -24.7]	5.7 [4.9 ; 6.6]
<i>Chimarra</i> sp.	DC	Tomanova <i>et al.</i> (2006)	AM	2	-26.2 [-27.6 ; -24.9]	4.8 [4.3 ; 5.3]
Chironomini	DC	Tomanova <i>et al.</i> (2006) ; Merritt <i>et al.</i> (2008)	AV	1	-25.0	2.5
<i>Cloedes</i> sp.	DC	Tomanova <i>et al.</i> (2006)	AM	1	-35.1	2.4
Dugesiiidae	P	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AV	1	-19.7	11.1
<i>Enallagma coecum</i>	P	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AV	2	-28.1 [-36.0 ; -20.1]	5.8 [4.3 ; 7.3]
Erpobdellidae	P	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AM	1	-22.90	10.8
<i>Fallceon</i> sp.	DC	Tomanova <i>et al.</i> (2006)	AM	1	-31.0	2.7
Helycopsychidae	H	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AM	1	-34.8	2.9
<i>Leptohyphes</i> sp.	DC	Tomanova <i>et al.</i> (2006)	AM - AV	2	-22.5 [-24.9 ; -20.1]	4.0 [1.8 ; 6.2]
<i>Limnogonus</i> sp.	P	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AV	1	-22.9	5.4
Oligochètes	DC	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AV	1	-24.4	4.6
Orthoclaadiinae	DC	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AV	1	-20.3	6.7
<i>Protoptila</i> sp.	H	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AM	1	-30.3	6.0
<i>Psephenops</i> sp.	H	Tomanova <i>et al.</i> (2006)	AM	3	-25.5 [-33.7 ; -19.7]	1.9 [1.1 ; 2.5]

<i>Rhagovelia</i> sp.	P	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AM - AV	7	-25.0 [-29.1 ; -19.8]	6.7 [4.3 ; 8.3]
Simuliidae	DC	Tomanova <i>et al.</i> (2006) ; Merritt <i>et al.</i> (2008)	AM	3	-26.6 [-27.4 ; -25.7]	5.6 [3.8 ; 6.6]
<i>Smicridea</i> sp.	DC	Tomanova <i>et al.</i> (2006)	AM - AV	4	-23.7 [-27.2 ; -19.4]	4.2 [2.3 ; 6.8]
Tanypodinae	P	Merritt <i>et al.</i> , 2008	AV	1	-23.2	3.3
<i>Tricorythodes</i> sp.	DC	Tomanova <i>et al.</i> (2006)	AM - AV	3	-27.7 [-38.8 ; -19.0]	5.4 [3.1 ; 6.9]
Mollusques						
<i>Neritina punctulata</i>	H	Coat <i>et al.</i> (2009)	AV	3	-21.1 [-22.7 ; -18.5]	7.7 [5.5 ; 9.2]
<i>Melanoides tuberculata</i>	DC	Coat <i>et al.</i> (2009)	AV	2	-18.2 [-19.0 ; -17.3]	7.8 [7.5 ; 8.0]
<i>Tarebia granifera</i>	DC	Pointier <i>et Lamy</i> , 1988	AM - AV	2	-18.4 [-22.7 ; -16.0]	6.3 [4.3 ; 8.2]
<i>Thiara scabra</i>	H	Kerr (2013)	AV	1	-19.1	7.1
Crevettes						
<i>Atya innocous</i>	DC	Coat <i>et al.</i> (2009)	AM	1	-27.2	5.2
<i>Atya scabra</i>	DC	Coat <i>et al.</i> (2009)	AV	1	-23.3	7.3
<i>Macrobrachium faustinum</i>	O	Coat <i>et al.</i> (2009)	AM - AV	7	-20.1 [-23.6 ; -16.0]	8.1 [5.7 ; 9.8]
<i>Micratya poeyi</i>	DC	Coat <i>et al.</i> (2009)	AM - AV	3	-23.0 [-23.6 ; -22.4]	6.2 [5.0 ; 8.2]

Effets des gradients de couverture des sols et des notes IBMA sur les signatures isotopiques

Les valeurs relatives de $\delta^{13}\text{C}$ diminuent significativement avec l'augmentation de la couverture forestière ($R^2=0.18$; $P<0.001$) et augmentent significativement avec les surfaces urbanisées ($R^2=0.30$; $P<0.001$) (Figure 43). Par contre, elles ne sont pas corrélées à la surface de terres agricoles. Il n'y a pas non plus de corrélation entre les valeurs relatives de $\delta^{15}\text{N}$ et les trois variables de pourcentages de recouvrement des sols.

Aussi, les valeurs relatives de $\delta^{13}\text{C}$ sont significativement corrélées aux notes de l'IBMA ($R^2=0.20$; $P<0.001$) (Figure 42), mais pas les valeurs relatives de $\delta^{15}\text{N}$. Les valeurs relatives de $\delta^{13}\text{C}$ diminuent quand la note IBMA augmente.

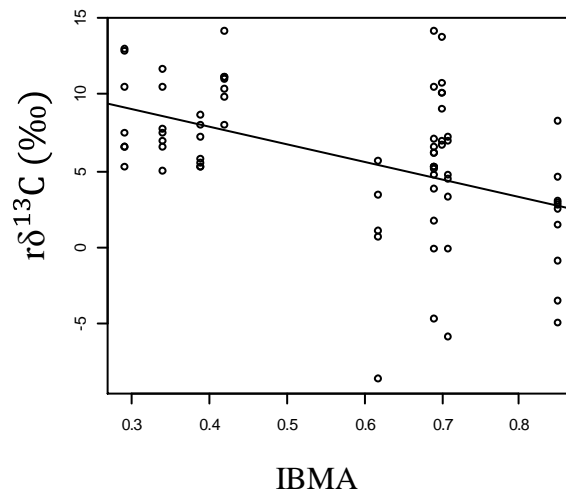


Figure 42. Relation (régression linéaire) entre les notes IBMA et les signatures isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ relatives des macroinvertébrés benthiques ($P < 0.01$; $R^2=0.20$).

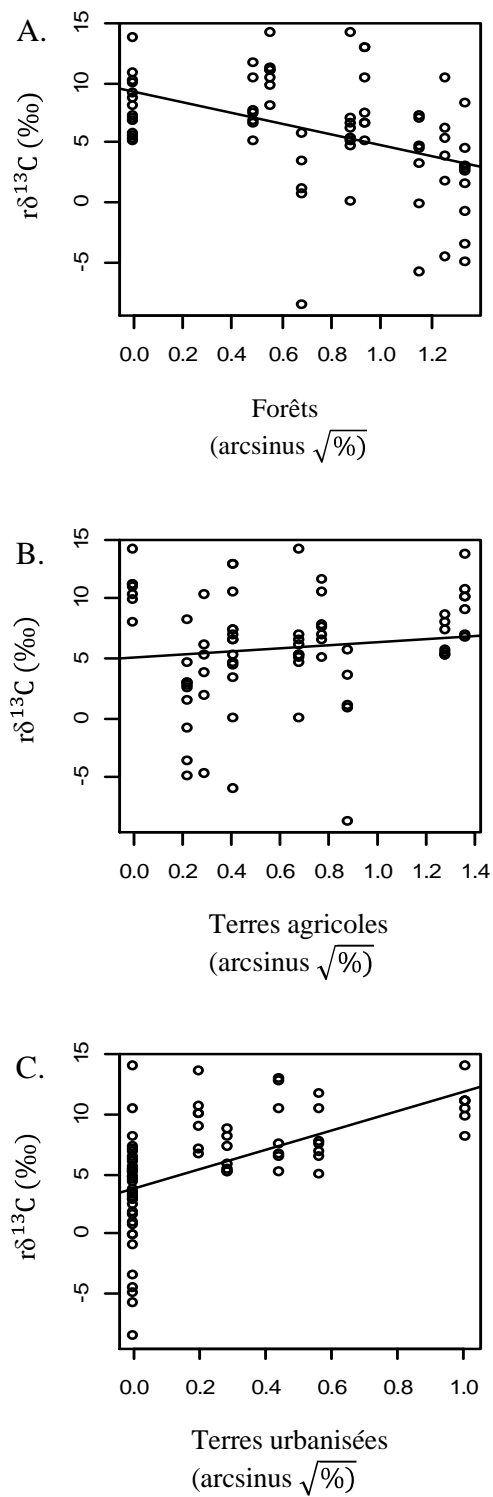


Figure 43. Résultats des régressions linéaires entre les signatures isotopiques $\delta^{13}C$ relatives et les pourcentages (transformation arc sinus de la racine du pourcentage) de recouvrement des sols en forêts (A ; $P < 0.001$ et $R^2 = 0.18$), terres agricoles (B ; Modèle non significatif) et terres urbanisées (C ; $P < 0.001$ et $R^2 = 0.30$).

Impact sur les groupes trophiques et les taxons communs

Les valeurs relatives de $\delta^{13}\text{C}$ des détritivores augmentent significativement d'amont en aval (Figure 44A), passant de 3,26 à 8,28 en moyenne ($P= 0.0012$). Les différences entre les valeurs amont et aval ne sont pas significatives pour les autres groupes trophiques, ni même concernant les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ (Figure 44B).

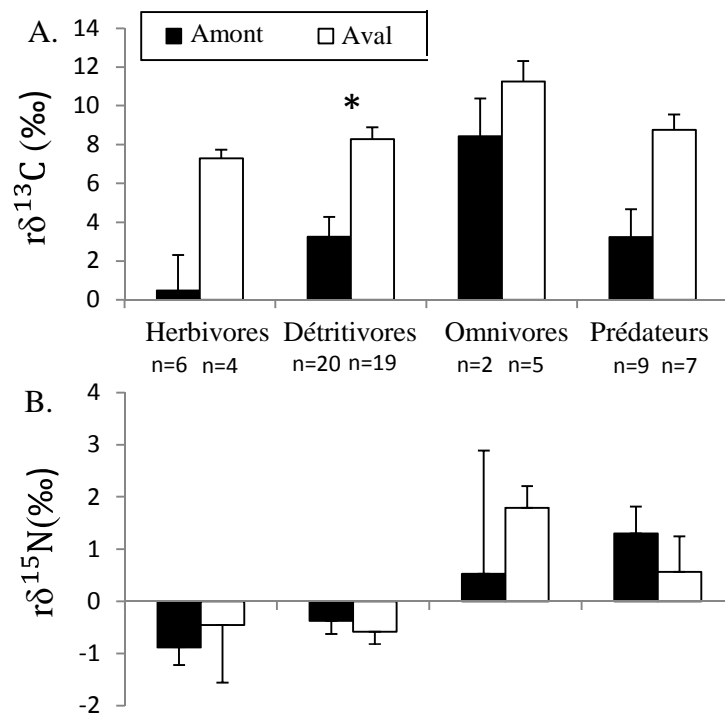


Figure 44. $r\delta^{13}\text{C}$ (A) et $r\delta^{15}\text{N}$ (B) moyens des macroinvertébrés benthiques herbivores, détritivores, omnivores et prédateurs pour les stations amont et aval. Les barres d'erreur correspondent aux erreurs standards. L'étoile indique une différence significative entre l'amont et l'aval (Anova à deux facteurs et test post hoc HSD de Tukey ; * : $P < 0.05$).

Aussi, les valeurs relatives de $\delta^{13}\text{C}$ des Ephéméroptères *Americabaetis* sp. et de l'hétéroptère *Rhagovelia* sp. augmentent de façon significative d'amont en aval (Figure 45).

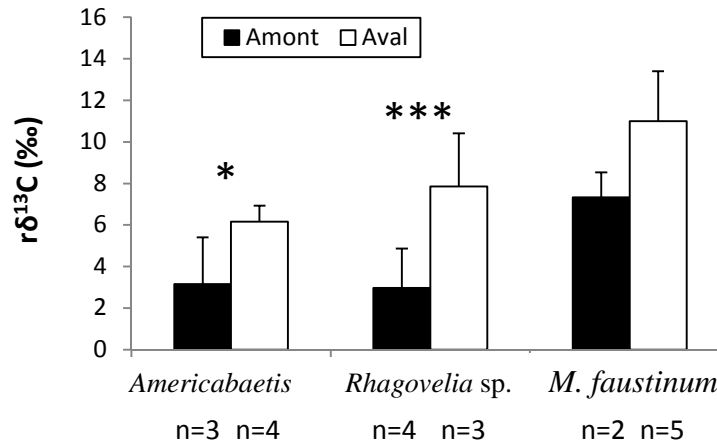


Figure 45. $r\delta^{13}C$ moyen des trois taxons de macroinvertébrés benthiques les plus largement répandus sur nos sites d'étude, pour les stations amont et aval. Les barres d'erreur correspondent aux écarts-types. Les étoiles indiquent des différences significatives (tests-t de permutations. * : $P < 0.05$; *** : $P < 0.001$).

Caractéristiques des niches trophiques

Nos chaînes trophiques comprennent de 4 à 10 taxons (moyenne = 7 taxons) (qui délimitent une niche trophique pour chaque station (Figure 46). Les variations des caractéristiques des niches trophiques dues aux perturbations anthropiques ont été évaluées en comparant les valeurs des métriques de Layman entre les zones amont et aval. Les valeurs de CR diffèrent significativement entre les stations amont et aval des rivières ($P=0.0386$) (Figure 47A). Pour trois des cinq rivières (HB, PG, GA), les valeurs de CR diminuent de l'amont vers l'aval. Les valeurs de CR sont comparables entre l'amont et l'aval pour PL et augmentent de l'amont vers l'aval pour MO. Les valeurs des autres métriques ne diffèrent pas significativement entre l'amont et l'aval. Cependant, pour trois des cinq rivières (HB, PG, GA), les valeurs de NR ont tendance à augmenter de l'amont vers l'aval. Quant aux valeurs de TA, elles diminuent entre la station amont et la station aval sur toutes les rivières (Figure 47C).

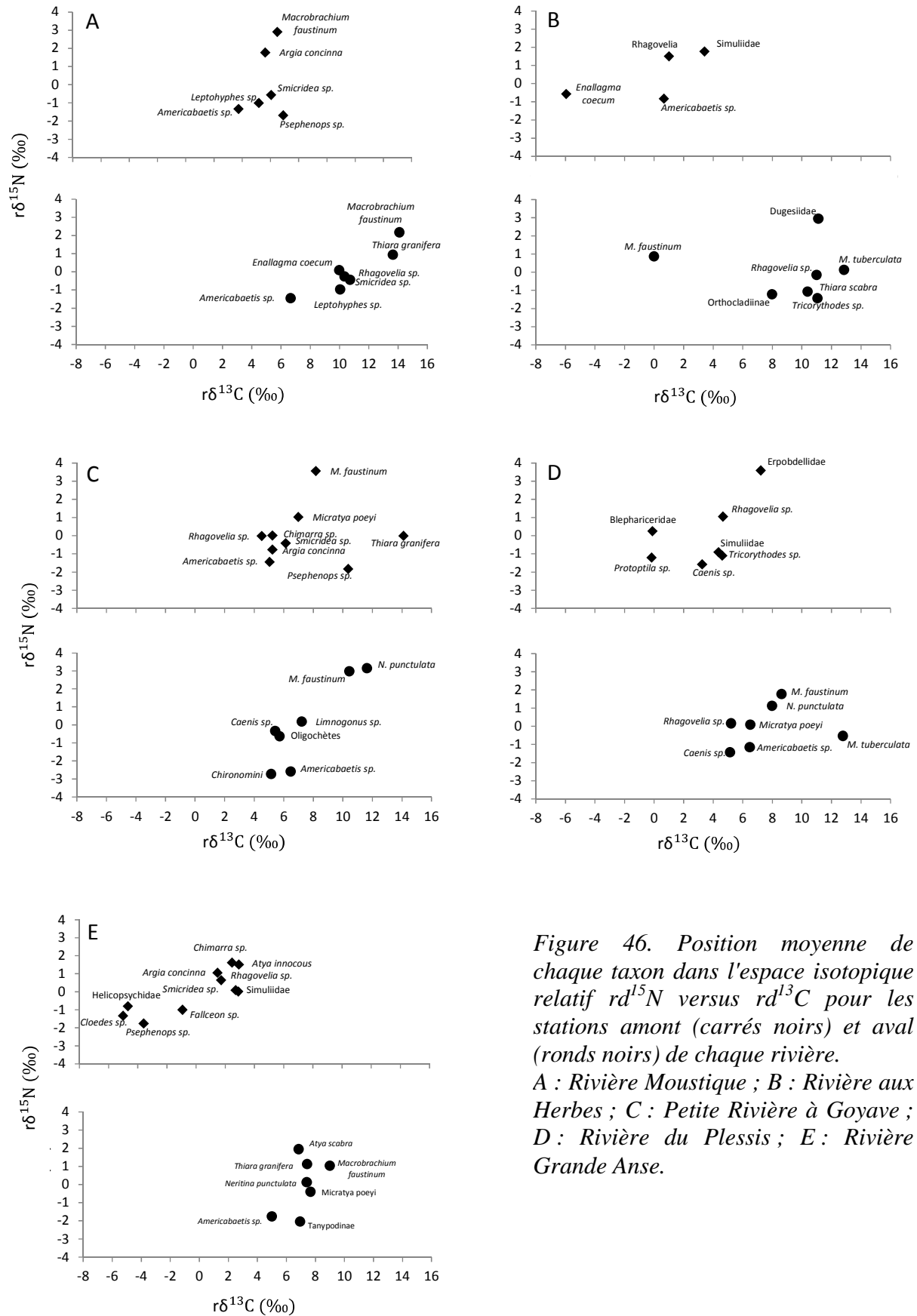


Figure 46. Position moyenne de chaque taxon dans l'espace isotopique relatif $r\delta^{15}N$ versus $r\delta^{13}C$ pour les stations amont (carrés noirs) et aval (ronds noirs) de chaque rivière. A : Rivière Moustique ; B : Rivière aux Herbes ; C : Petite Rivière à Goyave ; D : Rivière du Plessis ; E : Rivière Grande Anse.

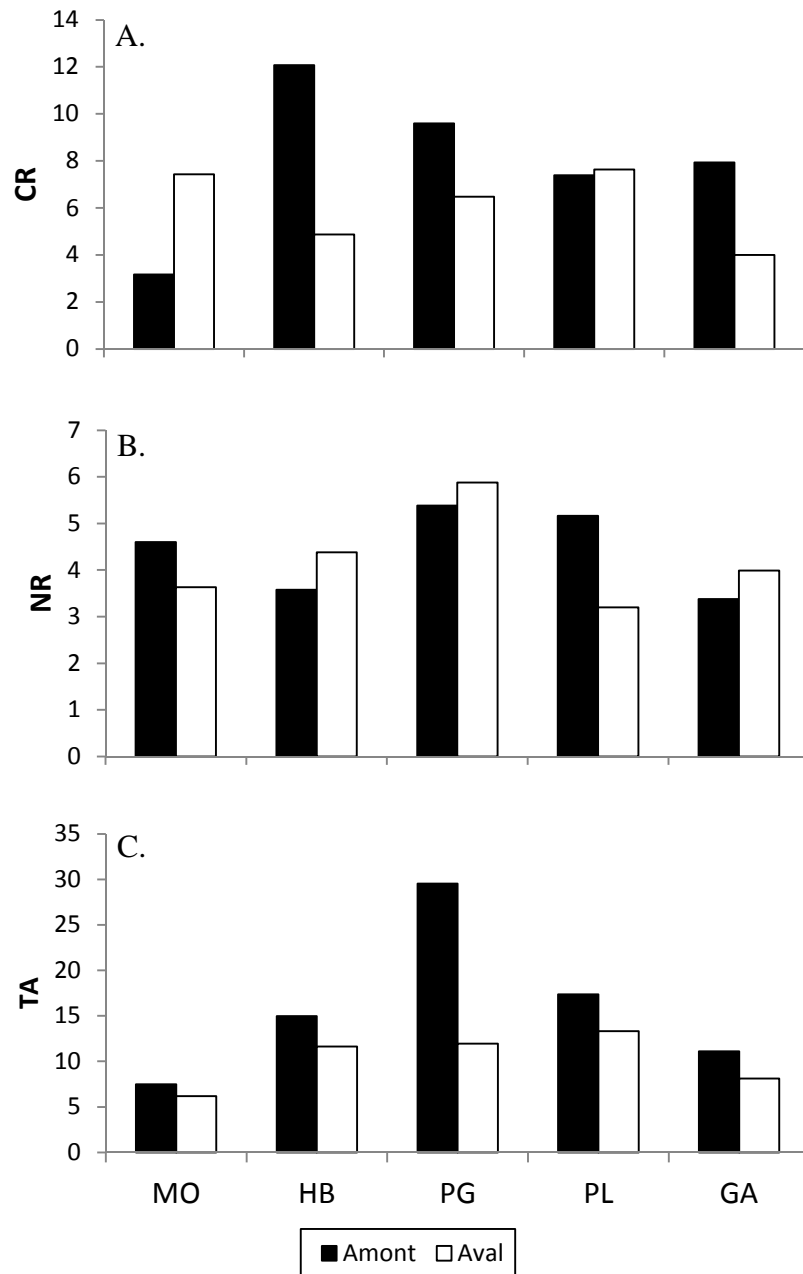


Figure 47. Métriques CR, NR et TA pour les stations amont et aval de chaque rivière. MO : Rivière Moustique ; HB : Rivière aux Herbes ; PG : Petite Rivière à Goyave ; PL : Rivière du Plessis ; GA : Rivière Grande Anse.

V.4. Discussion et conclusion

Les signatures isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ des feuilles en décomposition et du biofilm révèlent un enrichissement en isotopes lourds des producteurs primaires d'origine aquatique (biofilm) par rapport aux producteurs d'origine terrestre (feuilles en décomposition). Cela permet de distinguer les ressources allochtones (apportées par le milieu terrestre) des ressources autochtones (produites par la rivière).

Nos données suggèrent que l'ouverture de la zone riveraine et l'urbanisation affectent les réseaux trophiques en diminuant les apports d'origine terrestre. Deux de nos observations supportent cette conclusion. Premièrement, les macroinvertébrés benthiques sont enrichis en ^{13}C et leur $\delta^{13}\text{C}$ diverge du signal terrestre quand la déforestation et l'urbanisation augmentent. Deuxièmement, il est apparu que les valeurs relatives $\delta^{13}\text{C}$ des détritivores et collecteurs seulement sont affectées significativement par les gradients de perturbations d'amont en aval des rivières (voir aussi DiLascio *et al.*, 2013). Cela peut se traduire par des changements d'habitudes alimentaires, plus précisément vers une augmentation de la dépendance pour les sources de carbone autochtones qui sont relativement plus riches en ^{13}C (biofilm épilithique, ou encore algues filamenteuses ; Coat *et al.*, 2009). En général, la déforestation s'accompagne d'une réduction des apports terrestres par unité de surface du cours d'eau (Vannote *et al.*, 1980) et d'une augmentation de la productivité algale (algues filamenteuses ou diatomées constituant le biofilm épilithique), ce qui peut conduire à un enrichissement en ^{13}C de la faune. L'enrichissement des eaux en nutriments lié à l'urbanisation pourrait exacerber ce phénomène de production algale (Walsh *et al.*, 2005) et donc l'enrichissement de la faune en ^{13}C . D'autres études réalisées en milieu tempéré ont déjà mis en évidence un enrichissement de la faune en ^{13}C avec la déforestation (England et Rosemond, 2004) ou entre l'amont et l'aval d'une perturbation anthropique (DiLascio *et al.*, 2013). En Guadeloupe, Coat *et al.* (2009) a mis en évidence ce même enrichissement le long d'un *continuum* rivière, mais en lien avec la migration et la recolonisation des rivières par les espèces diadromes d'origine marine (enrichies en ^{13}C). L'influence marine sur les valeurs $\delta^{13}\text{C}$ au niveau des stations en aval est peu probable dans notre étude puisque la guildes trophique « détritivores + collecteurs » qui est la seule affectée compte seulement deux prélèvements d'espèces diadromes (crevettes *Atya* sp.) sur 40 prélèvements au total.

La diminution des valeurs $\delta^{13}\text{C}$ le long des gradients amont-aval s'accompagne d'une diminution du CR des réseaux trophiques qui indique un rétrécissement de la largeur des niches trophiques sur les stations impactées situées en aval des rivières. Autrement dit, le système passe d'un fonctionnement basé sur plusieurs sources de carbones en situation non impactée à un système basé sur l'utilisation d'un nombre plus réduit de sources de carbone. Les régimes alimentaires des macroinvertébrés tendent à devenir similaires, ce qui peut être le résultat de la présence probable d'une ressource abondante mais peu diversifiée qui est probablement le biofilm ou les algues filamenteuses. Il faut savoir qu'avec le biofilm épilithique et les feuilles en décomposition, d'autres sources pour lesquelles nous n'avons pas déterminé les signatures isotopiques pourraient être utilisées par les macroinvertébrés benthiques (algues filamenteuses, matières organiques particulaires, fruits, sédiments) mais seuls le biofilm et les algues filamenteuses ont une signature $\delta^{13}\text{C}$ bien distincte et supérieure à celle de la litière (Coat *et al.*, 2009).

Les stations amont et aval étant distantes de plusieurs kilomètres et les facteurs géomorphologiques (notamment l'altitude) influençant fortement la distribution des macroinvertébrés benthiques aux Antilles (Bernadet *et al.*, 2013 ; Touron-Poncet *et al.*, 2013), peu de taxons sont communs aux stations amont et aval d'une même rivière. L'enrichissement des chaînes trophiques en ^{13}C et l'effet observé sur les détritivores ne sont peut-être alors pas liés uniquement aux perturbations anthropiques (*via* une modification de la nature des ressources alimentaires disponibles et/ou à un changement de régime alimentaire) mais aussi à des changements de composition des communautés. Toutefois, puisque certains taxons communs aux stations amont et aval (les insectes *Americabaetis* sp. et *Rhagovelia* sp.) présentent un enrichissement en ^{13}C sur les stations aval, on peut dire que l'enrichissement en ^{13}C observé entre l'amont et l'aval n'est pas lié uniquement à des changements de communautés et que les perturbations anthropiques interviennent.

Contrairement aux signatures isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ de la faune et à la métrique CR, les signatures $\delta^{15}\text{N}$ et la métrique NR se semblent pas être modifiées par les gradients d'utilisation des terres le long du *continuum* rivière, ce qui laisse penser que les longueurs des chaînes trophiques ne sont pas affectées. Ce résultat est d'autant plus surprenant que les données de richesse taxonomique, d'abondance de la faune et l'IBMA ont mis en évidence un impact anthropique important sur les communautés de macroinvertébrés benthiques des stations aval. Les signatures $\delta^{15}\text{N}$ de la faune peuvent être significativement affectées par les nitrates d'origine agricoles ou encore par des taux d'ammonium ou de matières organiques

particulaires importants en sortie de station d'épuration, mais pas de la même manière. L'utilisation des nitrates d'origine agricoles par les algues enrichirait leur signature isotopique en ^{15}N , ce qui conduirait à une augmentation des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ de la faune (Rau *et al.*, 1981 ; Harrington *et al.*, 1998). A l'inverse dans le cas des pollutions urbaines, la consommation des matières organiques particulaires en suspension pauvres en ^{15}N diminuerait les signatures $\delta^{15}\text{N}$ de la faune en aval de stations d'épuration (DiLascio *et al.*, 2013). En considérant les deux perturbations à la fois dans notre analyse, il est probable que les effets de ces deux mécanismes, de sens opposés, « s'annulent », ne laissant pas apparaître d'impact. Il est difficile de se défaire de ce type de facteur confondant en Guadeloupe lorsque l'on souhaite travailler à une large échelle puisque la plupart des rivières sont soumises à plusieurs pressions de natures différentes, résultat d'une pression anthropique importante sur ce territoire insulaire exigu.

Le gradient de perturbations agricoles, considéré à travers un gradient de couverture des sols par les terres agricoles, est important (de 0 à 100% de terres agricoles). Malgré cela, les concentrations en nitrates et ammonium sont faibles sur la plupart des stations aval (la station aval de la rivière Grande fait figure d'exception avec 5,1 mg/L de nitrates), ce qui pourrait expliquer l'absence d'impact des pollutions agricoles et urbaines sur les signatures isotopiques azotées. En réalité en Guadeloupe, la pollution des sols et des eaux douces par les Polluants Organiques Persistants, notamment la chlordécone, le 5b,hydro-chlordécone et le β -HCH, pose bien plus problème que les nitrates. Ces molécules organochlorées ne contenant pas d'atomes d'azote, leur présence même à de très fortes concentrations (3,58 $\mu\text{g/L}$ de chlordécone dans l'eau sur la station GA2 en mars 2012, la norme étant de 0,1 $\mu\text{g/L}$), n'impacte pas directement les signatures isotopiques $\delta^{15}\text{N}$, quand bien même les données de richesse et d'abondance des macroinvertébrés benthiques et la note IBMA témoignent d'une forte pollution (ainsi qu'une bioaccumulation de ces molécules organochlorées dans les crevettes et poissons mise en évidence par Coat (2009)).

En corrigeant les signatures isotopiques par la position du centroïde, les différences de signatures isotopiques des producteurs primaires ont été prises en compte ce qui a permis de dégager des patrons de réponse des macroinvertébrés benthiques à l'utilisation des terres. Bien que les relations entre les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et les variables de couverture du sol soient relativement faibles, il faut noter que ces relations significatives ont été observées entre des patrons d'utilisation des terres établis à large échelle et des patrons isotopiques établis à une échelle beaucoup plus fine. Aussi, cette correction des signatures isotopiques a permis de

comparer les niches trophiques entre plusieurs réseaux trophiques géographiquement éloignés. Dans ce genre de démarche, le choix des stations est crucial puisque les facteurs confondants influençant les résultats peuvent être nombreux à cette large échelle (par exemple les facteurs géomorphologiques influençant la composition des espèces ou les multipressions ; cf. chapitre III).

Malgré des facteurs confondants, des patrons de réponses des macroinvertébrés aux perturbations anthropiques ont pu être dégagés à large échelle grâce à l'analyse des isotopes stables. Néanmoins, l'analyse des isotopes stable n'a pas permis de reconstruire précisément les réseaux trophiques. En effet, les niveaux trophiques et le régime alimentaire des macroinvertébrés benthiques n'ont pu être déterminés grâce à un modèle de mélange, à cause 1) de la grande variabilité des signatures isotopiques des sources de nourriture primaires, 2) du manque de taxon détritivores-herbivores commun à toutes les stations et qui auraient pu être utilisés comme lignes de base, 3) d'un manque de données sur les fractionnements isotopiques, qui sont très variables dans la bibliographie (par ex. pour le $\delta^{15}\text{N}$, et Zah *et al.* (2001) ont estimé le fractionnement à 2.25‰ et Cremona *et al.* (2010) l'ont estimé à 1.6‰ ; voir aussi Coat *et al.*, 2009). Mc Cutchan *et al.* (2003) ont démontré que la valeur théorique d'augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ par niveau trophique (3,4 ‰) n'est valide que pour des sources de nourriture très protéiques comme les poissons. La valeur de fractionnement devrait donc différer de 3.4‰ chez les macroinvertébrés. Aussi, l'omnivorie, qui est importante dans les systèmes tropicaux étudiés (Coat *et al.*, 2009), fait intervenir de nombreuses relations trophiques et un réseau d'interactions complexe, ce qui complique la lecture des graphes $\delta^{15}\text{N}$ *versus* $\delta^{13}\text{C}$. La méthode classique d'analyse des contenus stomacaux pourrait apporter des informations complémentaires qui, couplées aux analyses isotopiques, permettraient d'élucider ce type de réseau trophique complexe (Mantel *et al.*, 2004 ; Kadye et Booth, 2012).

A ce jour, les régimes alimentaires des macroinvertébrés benthiques des Antilles françaises et les liens trophiques restent à déterminer, et l'importance relative des matières organiques allochtones et autochtones comme supports des réseaux trophiques reste à quantifier. Toutefois, notre étude suggère que même si les réseaux trophiques tropicaux sont souvent décrits comme dépendants de la matière organique allochtone, les perturbations trophiques telles que la déforestation et l'urbanisation auraient tendance à modifier ce schéma de fonctionnement en augmentant la dépendance des macroinvertébrés benthiques pour la production primaire autochtone.

CONCLUSION GENERALE

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) (European Council, 2000) adoptée en octobre 2000 par le Parlement et le Conseil européen a présenté des objectifs ambitieux pour la préservation et la restauration de l'état des eaux superficielles, incitant de nombreux états membres de l'Union Européenne à modifier ou créer des méthodes de biosurveillance basées sur la notion d'écart à la référence (ex. Ofenböck *et al.*, 2004 ; Gabriels *et al.*, 2010 ; Mondy *et al.*, 2012). Jamais aucun outil de bioévaluation basé sur les macroinvertébrés benthiques et adapté aux milieux insulaires tropicaux des Antilles n'ayant été créé, il a fallu concevoir un tout premier indice (cas de la Martinique), tout en répondant à des normes édictées pour des conditions biogéographiques éloignées et en faisant face à un manque important de connaissances fondamentales sur la faune macroinvertébrée régionale. Dans ce contexte, une mise à jour de l'inventaire des invertébrés des Antilles Française était des plus pertinentes. Si la bibliographie permettait d'établir une liste d'espèces (composition qualitative), notre échantillonnage intensif a permis de quantifier les préférences écologiques des invertébrés dominants (distribution) de l'échelle régionale à l'échelle des microhabitats. Notre travail de terrain a également permis de rajouter six espèces (ou taxons) à l'inventaire. La faune macroinvertébrée des Antilles françaises s'est avérée être une des plus diversifiée des îles des Petites Antilles et comptant 23 espèces potentiellement endémiques. Quelques taxons seulement (20 % environ) ont montré une distribution altitudinale étroite et des préférences de microhabitats strictes - la faune rencontrée était donc largement ubiquiste. Malgré cela et un pool d'espèces relativement pauvre comparé à ce qui est observé sur les continents, des patrons d'organisation des communautés en relation avec les conditions environnementales ont pu être dégagés sur un territoire de faible surface. A partir de là et faute d'une typologie nationale basée sur les critères climatiques, géomorphologiques et géologiques suffisamment poussée pour la Martinique (Chandesris *et al.*, 2005), les sous-régions écologiques (biotypologie) mises en évidence ont pu servir de base au développement d'indices de bioévaluation de la qualité écologique des cours d'eau prenant en compte la notion d'écart à la référence.

Grâce à des données acquises sur l'île de Guadeloupe en parallèle de ce travail de thèse et suivant la même méthodologie que celle présentée dans ce document, nous avons mis en évidence une forte similarité des communautés de macroinvertébrés benthiques entre les îles

de Martinique et Guadeloupe. Fort de ce constat, un indice commun à ces deux îles des Antilles françaises, nommé IBMA, a été développé suivant la même méthodologie que celle présentée dans ce travail pour l'IBMA-972 (Touron-Poncet *et al.*, article soumis à publication ; ANNEXE 9). Tout comme l'IBMA-972, l'IBMA est DCE compatible et performant pour discriminer les sites impactés des sites de référence. L'indice IBMA a d'ores et déjà été utilisé en juin 2013 pour la bioévaluation des cours d'eau de Martinique dans le cadre de la DCE, et est amené à être utilisé à l'avenir en bioindication (plutôt que l'IBMA-972).

Les indices multimétriques IBMA et l'IBMA-972, spécifiques à la Martinique et aux Antilles françaises respectivement, sont performants pour discriminer les sites impactés des sites de référence, et surtout nous avons montré qu'ils améliorent significativement la détection des sites impactés comparé à l'indice utilisé jusqu'alors pour évaluer la qualité écologique d'un site (l'indice de Shannon). Les objectifs initiaux sont remplis puisque l'IBMA (tout comme l'IBMA-972) répond autant que possible aux exigences de la DCE en tenant compte 1) des conditions de référence pour exprimer le résultat de l'évaluation d'un site en termes « d'écart à la référence » du type de cours d'eau considéré, 2) de la diversité et 3) de l'abondance des taxons. Seule la sensibilité des taxons aux perturbations n'est pas prise en compte dans l'indice, mais ces informations ne sont pas connues à ce jour pour la faune locale. L'indice pourrait donc être amélioré sur ce point.

Des méthodes indicielles dites « des scores » entièrement basées sur des scores de polluo-sensibilité des taxons ont été développées, par exemple l'ASPT (Average Score Per taxon) mis au point par Armitage *et al.* (1983) pour les rivières du Royaume-Uni, ou le MCI (New Zealand's Macroinvertebrate Community Index) développé pour les rivières de la Nouvelle-Zélande (Stark, 1985). Plus récemment, la méthode des scores a été utilisée pour développer un outil de bioévaluation pour les rivières de Nouvelle-Calédonie (Mary et Archaimbault, 2012). Ces méthodes sont basées sur les principes des saprobies. A chaque taxon indicateur est attribué un score en relation avec sa tolérance à la pollution, les organismes les plus polluo-tolérants possédant le score le moins élevé. La note finale indiquant la qualité d'une station est obtenue en effectuant la somme des scores des taxons indicateurs qui s'y trouvent. Un indice moyen de la station peut être calculé en divisant la note finale par le nombre total de taxons indicateurs prélevés sur le site (Mary et Archaimbault, 2012). Cet indice moyen pourrait être intégré sous la forme d'une métrique dans l'indice IBMA pour considérer la polluo-sensibilité des taxons et ainsi remplir toutes les exigences de

la DCE. Elle pourrait aussi éventuellement être utilisée en complément de la note de l'IBMA pour l'évaluation de la qualité écologique des sites situés dans le Sud de la Martinique, où l'IBMA s'est avéré moins performant comparé à la partie Nord de l'île. Aussi, la détermination des scores pour la faune macroinvertébrée des Antilles permettrait de faire un lien avec l'indice IBGN de métropole (Indice Biologique Global Normalisé ; AFNOR, 1992 et 2004) qui lui aussi était basé sur ces scores taxinomiques de polluo-sensibilité, et qui reste aujourd'hui, après des dizaines d'années d'utilisation, très ancré dans l'esprit des gestionnaires. Cette méthode n'a pu être développée dans le temps imparti. Cependant, elle pourrait voir le jour très prochainement puisque toutes les données faunistiques et physico-chimiques nécessaires au développement de la méthode des scores ont été acquises durant ce travail de thèse.

L'amélioration des connaissances biologiques et écologiques des espèces locales pourrait également permettre d'améliorer le(s) indice(s) développé(s). En effet, sur les 22 traits bio-écologiques connus pour la faune de métropole (Tachet *et al.*, 2010), seuls cinq traits (le type de respiration, la relation au substrat/mode de locomotion, le type de nourriture, le mode d'alimentation et la nature du substrat) ont pu être intégrés comme métriques potentielles pour le développement de l'indice IBMA, faute de connaissances fondamentales. Malgré quelques études en zone néotropicale (Tomanova *et al.*, 2006 ; Tomanova et Usseglio-Polatera, 2007 ; Tomanova *et al.*, 2008), la plupart des valeurs de traits ne sont pas connues pour la faune des Antilles françaises et reste à déterminer. En particulier, des efforts pourraient être faits pour quantifier en priorité les traits relatifs à la reproduction (« nombre de générations par an » et « technique de reproduction » ; Tachet *et al.*, 2010), car de tels traits jouent un rôle important dans les capacités de résistance et/ou de résilience de la faune aux perturbations. L'étude des réseaux trophiques et des régimes alimentaires réalisée dans ce travail (chapitre V) aurait pu permettre de déterminer les valeurs des traits relatifs au type de nourriture et au mode d'alimentation pour la faune des Antilles, mais les réseaux trophiques semblent montrer une omnivorie dominante, ce qui complique la détermination de guildes (prédateurs vs détritivores s.l.), de groupes fonctionnels (mode d'acquisition de la nourriture), et de niveaux trophiques (ex. prédateurs vs top-prédateurs).

Nous insistons sur la prise en compte des traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés benthiques dans le développement de l'indice puisque cette approche fonctionnelle des communautés a déjà été utilisée avec succès pour évaluer l'intégrité biotique de sites en zone tempérée (par ex. Dolédec *et al.*, 2000 ; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000 ; Liess

et Von Der Ohe, 2005 ; Archaimbault *et al.*, 2010) mais aussi en zone tropicale continentale où l'approche suscite de plus en plus d'intérêt (Moya *et al.*, 2007 ; Tomanova *et al.*, 2008 ; Baptista *et al.*, 2011 ; Couceiro *et al.*, 2012 ; Helson et Williams, 2013 ; Tupinambás *et al.*, 2013). Pour Bonada *et al.* (2006) qui ont établi une liste de douze critères qu'un outil de bio-évaluation « idéal » basé sur les macroinvertébrés devrait remplir, l'approche par les traits serait la plus appropriée en bio-indication. Notamment, les traits ont l'avantage d'être prédictifs, de pouvoir être reliés à des fonctions écologiques et de permettre d'identifier une perturbation anthropique. Du côté pratique, ils s'avèrent être simples d'utilisation et ne nécessitant pas un coût supplémentaire de terrain ou de laboratoire (Bonada *et al.*, 2006).

Les indices créés, qu'il s'agisse de l'IBMA-972 ou de l'indice IBMA commun aux îles de Martinique et Guadeloupe, sont des indices généralistes qui considèrent toutes les catégories de pressions à la fois, y compris l'impact des activités agricoles. Les activités agricoles, par les fortes concentrations en pesticides (notamment le chlordécone et le β -HCH) et les fortes teneurs en matières en suspensions (en lien avec l'érosion des sols) qu'elles génèrent dans les eaux, exercent une pression particulièrement importante et quasiment généralisée à tous les cours d'eau de Martinique et Guadeloupe (Cabidoche et Lesueur Jannoyer, 2011 ; ASCONIT, 2012b). A l'avenir, l'impact des pesticides sur les communautés de macroinvertébrés benthiques des Petites Antilles devrait être exploré plus particulièrement, d'autant plus que des impacts négatifs des pesticides sur les communautés ont déjà été mis en évidence par plusieurs études en zones tempérées (par ex. Liess et Von Der Ohe, 2005 ; Schäfer *et al.*, 2007 ; Rasmussen *et al.*, 2012 ; Schäfer *et al.*, 2012) mais aussi en zone tropicale, et en particulier à travers l'impact de la culture intensive des bananiers (Castillo *et al.*, 2006 au Costa Rica; Kleine *et al.*, 2012 et Corbi *et al.*, 2013 au Brésil). Toutes ces études ont mis en évidence des impacts à une échelle locale (très réduite). Récemment, Beketov *et al.* (2013) ont démontré que les pesticides peuvent réduire la biodiversité régionale des macroinvertébrés benthiques. Le pool d'espèces de macroinvertébrés benthiques étant relativement pauvre sur les îles de Martinique et Guadeloupe en comparaison avec les continents, la problématique de l'impact des pesticides sur les communautés aquatiques doit être considérée sérieusement dans les années à venir pour une meilleure gestion des ressources aquatiques aux Antilles et pour éviter un scénario d'érosion de la biodiversité régionale.

En conclusion, l'indice multimétrique IBMA est le tout premier indice développé spécifiquement pour évaluer la qualité écologique des cours d'eaux des Petites Antilles

françaises, une région ultrapériphérique française qui abrite plus de 800000 habitants. Non seulement il améliore significativement la détection des sites impactés comparé à l'indice utilisé jusqu'alors pour évaluer la qualité écologique d'un site, mais il remplit aussi autant que possible les exigences de la DCE compte tenu des connaissances actuelles de la faune des Petites Antilles françaises. En tant qu'indice généraliste, l'IBMA est sensible à la gamme complète des perturbations potentielles rencontrées sur les îles de Martinique et Guadeloupe (y compris à la fois la dégradation de la qualité de l'eau et la dégradation de l'habitat).

En parallèle, il est nécessaire de poursuivre un effort d'accumulation des connaissances sur l'écologie et la biologie des espèces de macroinvertébrés régionales pour améliorer l'indice biotique IBMA développé pour les Antilles françaises, et plus largement pour améliorer le pouvoir des approches fonctionnelles à évaluer l'intégrité biotique des cours d'eau des Antilles françaises. L'IBMA pourrait s'avérer performant pour la bioévaluation de la qualité écologique des écosystèmes aquatiques des îles avoisinantes (même si toutes ne sont pas affiliées à l'Union Européenne), notamment pour l'île de la Dominique qui est voisine à la Guadeloupe et à la Martinique et qui est donc susceptible d'abriter une faune présentant de fortes similitudes avec celle de ces deux îles. En retour, des données acquises sur ces îles (variabilité des communautés et des milieux) permettraient d'affiner un indice qui prendrait alors une validité géographique plus large. Comme en Martinique et en Guadeloupe, les communautés de macroinvertébrés benthiques des autres îles des Petites Antilles, et en particulier les insectes, ont fait l'objet de trop peu d'études scientifiques (par ex. Thorpe et Lloyd, 1999 pour Sainte-Lucie ; Bass, 2007 pour la Dominique) et demeurent mal connues. Des études plus poussées sont nécessaires sur ces territoires pour y tester l'applicabilité de l'indice IBMA, mais aussi pour 1) estimer la similitude des communautés entre ces îles (Bass, 2003a) et mieux apprécier l'endémisme des taxons présents en Martinique et Guadeloupe et 2) mieux comprendre la dynamique de colonisation des îles et les facteurs déterminant la biodiversité des macroinvertébrés benthiques dans les îles de l'arc antillais, tant sur le plan des espèces présentes que des stratégies biologiques/écologiques qui les caractérisent.

Références Bibliographiques

A

- Abele L.G., 1972. Introductions of two freshwater decapod crustaceans (Hymenosomatidae and Atyidae) into Central and North America. *Crustaceana*, 23, 209-218.
- Abele L.G., 1992. A Review of the Grapsid Crab Genus *Sesarma* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) in America, with the Description of a New Genus. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 527, 1-60.
- Abrantes K. et Sheaves M., 2009. Food web structure in a near-pristine mangrove area of the Australian Wet Tropics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82, 597-607.
- AFNOR, 1992. Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). Association Française de Normalisation AFNOR, Paris. NF T90-350. 9 p.
- AFNOR, 2004. Qualité de l'eau - Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). Association Française de Normalisation AFNOR, Paris. NF T90-350. 15 p.
- AFNOR, 2009. Qualité de l'eau-Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. Association Française de Normalisation AFNOR, Paris. XP T 90-333., 15 p.
- Allen R.K., 1973. New species of Leptohiphes Eaton (Ephemeroptera: Tricorythidae). *Pan-Pac. Entomol.*, 49, 363-372.
- Alston D.E., 1991. Culture of crustaceans in the Caribbean. *World Aquaculture*, 22, 64-68.
- Anonymous, 2003. Rivers and Lakes - Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Guidance. Document No 10.
- Archaimbault V., Usseglio-Polatera P., Garric J., Wasson J.-G. et Babut M., 2010. Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 55, 1430-1446.
- Armitage P.D., Moss D., Wright J.F. et Furse M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. *Water Research*, 17, 333-347.

ASCONIT, 2012a. Mise au point d'un indice de bio-indication de la qualité de l'eau à partir des macro-invertébrés benthiques, Rapport annuel Année 2011, Direction Régionale de l'Environnement et Office de l'Eau Guadeloupe, Baie-Mahault, 1-95.

ASCONIT, 2012b. Plan d'Action Chlordécone 2008-2010 : Détermination de la contamination des milieux aquatiques par le chlordécone - VOLET 4 : Investigations complémentaires, renforcement du maillage géographique sur les cours d'eau d'intérêt piscicole, Rapport Juillet 2012, Direction Régionale de l'Environnement et Office de l'Eau Martinique, 48 p.

Attrill M.J. et Depledge M.H., 1997. Community and population indicators of ecosystem health: targeting links between levels of biological organization. *Aquatic Toxicology*, 38, 183-197.

B

Bailey R.C., Norris R.H. et Reynoldson T.B., 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 280-286.

Bailey R., Norris R. et Reynoldson T., 2003. Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach, Kluwer Academic Publishers, New York, 170.

Baptista D.F., de Souza R.S.G, Vieira C.A., Mugnai R., Souza A.S. et Oliveira R.B.S., 2011. Multimetric index for assessing ecological condition of running waters in the upper reaches of the Piabanha-Paquequer-Preto Basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Zoologia*, 28, 619-628.

Barbour M., 1999. Biological Data Analysis. In: A Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. *Second Edition. Rep. EPA/841-B-99-002*, US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, 18 p.

Barbour M., Swietlik W.F., Jackson S.K., Courtemanch D.L., Davies S.P. et Yoder C.O., 2000. Measuring the attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity. *Hydrobiologia*, 422/423, 453-464.

- Bass D., 2003a. A comparison of freshwater macroinvertebrate communities on small Caribbean islands. *BioScience*, 53, 1094–1100.
- Bass D., 2003b. A Survey of Freshwater Macroinvertebrates in Tobago, West Indies. *Living World, J. Trinidad and Tobago Field Naturalists' Club*, 64-69.
- Bass D., 2007. Freshwater macroinvertebrates and their habitats in Dominica. *Living World, Journal of the Trinidad and Tobago Field Naturalists' Club*, 21-30.
- Battarbee R.W., Charles D.F., Dixit S.S. et Renberg I., 1999. Diatoms as indicators of surface water acidity. In: Stoermer E.F. and Smol J.P. (ed.), *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*, Cambridge University Press, Cambridge, 85-127.
- Baumgardner D. E., 2008. Phylogeny and biogeography of the mayfly family Leptoheptidae (Insecta: Ephemeroptera) with a taxonomic revision of selected genera. PhD dissertation, A&M University, Texas, 315 p.
- Beisel J.-N., 1996. Microrépartition des invertébrés benthiques en eau courante. Caractéristiques des microhabitats et organisation de leur peuplements. PhD dissertation, University of Metz, Metz, 259 p.
- Beketov M.A., Kefford B.J., Schäfer R.B. et Liess M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1305618110.
- Belyea L.R et Lancaster J., 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos*, 86, 402-416.
- Bernadet C., Touron-Poncet H., Desrosiers C., Compin A., Bargier N. et Cereghino R., 2013. Invertebrate distribution patterns and river typology for the implementation of the water framework directive in Martinique, French Lesser Antilles. *Knowledge and management of aquatic ecosystems*, 408, 1-15.
- BEST Commission, 2003. *The National Invasive Species Strategy for The Bahamas*. BEST, Nassau, The Bahamas, 34 p.
- Bodin N., Le Loc'h F. et Hily C., 2007. Effect of lipid removal on carbon and nitrogen stable isotope ratios in crustacean tissues. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 341, 168-175.

- Böhmer J., Rawer-Jost C., Zenker A., Meier C., Feld C.K., Biss R. et Hering D., 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 34, 416-432.
- Bonada N., Prat N., Resh V.H. et Statzner B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.*, 51, 495-523.
- Bortolini J.L., Alvarez F. et Rodriguez-Almaraz G., 2007. On the presence of the Australian redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*, in Mexico. *Biological Invasions*, 9, 615–620.
- Botosaneanu L., 1990. Results of a trichopterological travel to the Lesser Antilles in 1989. *Bull. Inst. R. Sci. nat. de Belgique, Ent. Bruxelles*, 60, 38-48.
- Botosaneanu L., 1994. Les Trichoptères de la Guadeloupe. *Annales de la société entomologique de France*, 30, 33-54.
- Botosaneanu L., 2002. An annotated checklist of caddisflies from the Caribbean islands, with distribution and bibliography (Insecta, Trichoptera). *Bulletin de la Société entomologique de France*, 107, 79-108.
- Botosaneanu L. et Thomas A., 2005. Nouvelles contributions à la connaissance des Trichoptères de Martinique, avec description de deux espèces nouvelles (Trichoptera). *Ephemera*, 6, 33-58.
- Boulêtreau S., Martino A., Compin A. et Santoul F., 2012. Conséquences de la présence d'espèces non natives sur la structure et le fonctionnement des réseaux trophiques de plans d'eau, Rapport final, Université Paul Sabatier Toulouse III, Toulouse, 36 p.
- Boulton A.J., Boyero L., Covich A.P., Dobson M., Lake S. et Pearson R.G., 2008. Are tropical streams ecologically different from temperate streams? In: Dudgeon D. (ed.), *Tropical Stream Ecology*, Academic Press, San Diego, 257–284.
- Bousfield E.L., 1996. A contribution to the reclassification of Neotropical freshwater hyalellid amphipods (Crustacea: Gammaridea, Talitroidea). *Bolletino del Museo Civico di Storia Naturale de Verona*, 20, 175-224.

- Boutonnet J., Thomas A.G.B. et Lala G., 2004. Macroinvertebrates of brooks and rivers of Martinique II. The family Leptophlebiidae: systematics, biogeography and ecological distribution [Ephemeroptera]. *Ephemera*, 4, 81-112.
- Boyero L., Ramirez A., Dudgeon D. et Pearson R.G., 2009. Are tropical streams really different? *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 28, 397-403.
- Brooks A.J., Haeusler T., Reinfelds I. et Williams S. (2005) Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology*, 50, 331–344.
- Brunt M.A. et Davies J.E., 1994. The Cayman islands: natural history and biogeography. Dordrecht, The Netherlands. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 604 p.
- Buzby K.M., 1998. The effect of disturbance on the ecological efficiency of a small tropical stream. PhD dissertation, College of Environmental Science and Forestry, State University of New York, N.Y., 130 p.

C

- Cabana G. et Rasmussen J.B, 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature*, 372, 255-257.
- Cabana G. et Rasmussen J.B, 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 93, 10844-10847.
- Cabidoche Y.M. et Lesueur Jannoyer M., 2011. Pollution durable des sols par la chlordécone aux Antilles : comment la gérer ? *Innovations Agronomiques*, 16, 117-133.
- Cairns J., McCormick P.V. et Niederlehner B.R., 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263, 1-44.
- Castillo L.E., Martínez E., Ruepert C., Savage C., Gilek M., Pinnock M. et Solis E., 2006. Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of the Total Environment*, 367, 418-432.

- Caut S., Angulo E. et Courchamp F., 2009. Variation in discrimination factors ($\Delta^{15}\text{N}$ and $\Delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. *Journal of Applied Ecology*, 46, 443-453.
- Cereghino R. et Park Y.S., 2009. Review of the self-organizing map (SOM) approach in water resources: commentary. *Environ Modell Softw*, 24, 945-947.
- CESAC (Centre d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux), 2001. Clé illustrée de la faune de macroinvertébrés des rivières de Martinique, Université Paul Sabatier, Toulouse, 87 p.
- CESAC (Centre d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux), 2002. Clé illustrée de la faune de macroinvertébrés des rivières de Guadeloupe, Université Paul Sabatier, Toulouse, 97 p.
- Chace F.A., 1972. The shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean expeditions with a summary of the West Indian shallow-water species (Crustacea: Decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 98, 1-179.
- Chace F.A. et Hobbs H.H., 1969. The Freshwater and Terrestrial Decapod Crustaceans of the West Indies, with Special Reference to Dominica. *United States National Museum Bulletin*, 292, 1-258.
- Chandesris A., Wasson J.G. et Pella H., 2005. Hydro-écorégions de la Martinique. Proposition de régionalisation des écosystèmes aquatiques en vue de l'application de la Directive Cadre sur l'Eau. Rapport, Cemagref, Lyon, 19 p.
- Chandesris A., Wasson J.G., Pella H., Sauquet E. et Mengin N., 2006. Appui scientifique à la mise en oeuvre de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau. Typologie des cours d'eau de France métropolitaine. Rapport technique, Cemagref, Lyon, 64 p.
- Charvet S., Kosmala A. et Statzner B., 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 142, 415-432.
- Chaves M.L., Costa J.L., Chainho P., Costa M.J. et Prat N., 2011. Are Water Framework Directive stream types biologically relevant? The case of the Mondego river, Portugal. *Ann Limnol – Int J Lim*, 47, 119-131.

- Chevenet F., Dolédec S. et Chessel D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31, 295-309.
- Clements W.H. et Kiffney P.M., 1994. Assessing contaminant effects at higher levels of biological organisation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13, 357-359.
- Coat S., 2009. Identification du réseau trophique de rivière et étude de sa contamination par les pesticides organochlorés (chlordécone et β -HCH) en Guadeloupe. Thèse de doctorat de l'Université Antilles Guyane, Pointe-à-Pitre, 253 p.
- Coat S., Monti D., Bouchon C. et Lepoint G., 2009. Trophic relationships in a tropical stream food web assessed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology*, 54, 1028-1041.
- Colwell R.K., Mao C.X. et Chang J., 2004. Interpolating, extrapolating, and compared incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85, 2717-2727.
- Compin A. et Cereghino R., 2007. Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. *Landscape Ecol.*, 22, 1215–1225.
- Cooper R.N. et Wissel B., 2012. Loss of trophic complexity in saline prairie lakes as indicated by stable-isotope based communitymetrics. *Aquatic Biosystems*, 8, 1-14.
- Corbi J.J., Kleine P. et Trivinho-Strixino S., 2013. Are aquatic insect species sensitive to banana plant cultivation? *Ecological Indicators*, 25, 156-161.
- Couceiro S.R.M., Hamadab N., Forsberg B.R., Pimentel T.P. et Luz S.L.B., 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18, 118-125.
- Cremona F., Planas D. et Lucotte M., 2010. Influence of functional feeding groups and spatiotemporal variables on the $d^{15}N$ signature of littoral macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 647, 51-61.
- Cruickshank M.M. et Tomlison R.W., 1996. Application of CORINE land cover methodology to the UK. Some issues raised from Northern Ireland. *Global Ecol Biogeogr*, 4/5, 235-248.

Culp J.M., Walde S.J. et Davies R.W., 1983. Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 40, 1568–1574.

Cummins K.W., 1964. Factors limiting the microdistribution of larvae of the caddisflies *Pycnopsyche guttifer* (Walker) in a Michigan stream (Trichoptera: Limnephilidae). *Ecol. Monogr.*, 34, 271-295.

CWA, 1972. Federal Water Pollution Control Act. 33 U.S.C. §1251 et seq. Environmental Protection Agency (EPA).

D

Darlington P.J., 1936. A list of the West Indian Dryopidae (Coleoptera), with a new genus and eight new species, including one from Colombia. *Psyche*, 43, 65-83.

Darlington P.J., 1957. Zoogeography: the geographical distribution of animals, Wiley, New-York, 675 p.

Debrot, A.O., 2003. The freshwater shrimps of Curaçao, West Indies (Decapoda, Caridea). *Crustaceana*, 76, 65-76.

Deléens E., Morot-Gaudry J., Martin F., Thoreux A. et Gojon A., 1997. Méthodologie ¹⁵N. Dans : J.F. Morot-Gaudry (ed.), Assimilation de l'azote chez les plantes : Aspects physiologiques, biochimiques et moléculaires, Edition INRA, Versailles, 265-280.

Delgado C., Pardo I. et García L., 2010. A multimetric diatom index to assess the ecological status of coastal Galician rivers (NW Spain). *Hydrobiologia*, 644, 371-384.

De Niro M.J. et Epstein S., 1976. You are what you eat (plus a few per mil): the carbon isotope cycle in food chains. *Geological Society of America*, 8, 834-835.

De Niro M.J. et Epstein S., 1977. Mechanism of carbon isotope fractionation associated with lipid synthesis. *Science*, 197, 261-263.

De Niro M.J. et Epstein S., 1978. Influence of the diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42, 495-506.

- Depuy F., 2000. Les Hétéroptères et les Coléoptères lotiques des Antilles et de la Guyane françaises : Etude faunistique appliquée à une évaluation de la qualité de l'eau. Rapport d'avancement 2^{ème} année, Université Paul Sabatier, Toulouse, 193 p.
- Di Lascio A., Rossi L., Carlino P., Calizza E., Rossi D. et Costantini M.L., 2013. Stable isotope variation in macroinvertebrates indicates anthropogenic disturbance along an urban stretch of the river Tiber (Rome, Italy). *Ecological Indicators*, 28, 107-114.
- Dolédec S., Statzner B. et Bournard M., 2000. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42, 737-758.
- Dolédec S., Philips N., Scarsbrook M.R., Riley R.H. et Townsend C.R., 2006. A comparison of structural and functional approaches to determining land-use effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 44-60.
- Doucett R.R., Barton D.R., Guiguer K.R.A., Power G. et Drimmie R.J., 1996. Comment: Critical examination of stable isotope analysis as a means for tracing carbon pathways in stream ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 1913-1915.
- Dudgeon D., 1999. Tropical Asian streams: zoobenthos, ecology and conservation. Hong Kong University Press, Hong Kong, 844 p.
- Dufour E. et Gerdeaux D., 2001. Apports des isotopes stables ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$, $^{36}\text{S}/^{34}\text{S}$, $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) aux études écologiques sur les poissons. *Cybium*, 25, 369-382.

IE

- Eldredge L.G., 1994. Perspectives in aquatic exotic species management in the Pacific islands. Vol. I. Introductions of commercially significant aquatic organisms to the Pacific islands, South Pacific Commission, Noumea, 127 p.
- England L.E. et Rosemond A.D., 2004. Small reductions in forest cover weaken terrestriaquatic linkages in headwater streams. *Freshwater Biology*, 49, 721-734.
- ENSAT (Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse), 1995. Etude faunistique des rivières martiniquaises, Rapport technique, ENSA-Toulouse, 216 p.

European Commission, 2003. Common implementation strategy for the Water framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 10, rivers and lakes – typology, reference conditions and classification systems. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, 94 p.

European Council, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy, 1–72.

IF

Finlay J.C., 2001. Stable-carbon-isotope ratios of river biota: Implications for energy flow in lotic food webs. *Ecology*, 82, 1052-1064.

Flint O.S., 1968. New species of Trichoptera from the Antilles. *Florida Entomologist*, 51, 151-153.

Frezouls M., 1995. Etude de la faune benthique de quatre rivières de la Guadeloupe en relation avec la qualité de l'eau et le bassin versant. Mémoire en vue de l'obtention du Diplôme d'Etudes Supérieures Universitaires, Université Paul Sabatier, Toulouse, 91 p.

G

Gabriels W., Lock K., De Pauw N. et Goethals P.L.M., 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica*, 40, 199-207.

Garrison R.W., von Ellenrieder N. et Louton J.A. 2006. Dragonfly Genera of the New World: An illustrated and annotated key to the Anisoptera. The John Hopkins University, Baltimore, 368 p.

Gomez M.I., Barbosa dos Santos S. et Roldan G., 2004. Ancyliidae from the department of Antioqui – Colombia, with new records (Pulmonata, Basommatophora). *Caldasia*, 20, 439-443.

- Gonçalves V., Raposeiro P. et Costa A.C., 2008. Benthic diatoms and macroinvertebrates in the assessment of the ecological status of Azorean stream. *Limnetica*, 27, 317-328.
- Gonzalez-Lazo D.D., Salles F.F. et Naranjo C., 2008. Situacion actual del estudio del orden Ephemeroptera en Cuba. *Neotropical Entomology*, 37, 45-50.
- Gorman O.T et Karr, J.R., 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59, 507-515.
- Gotelli N.J. et McCabe D.J., 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. *Ecology*, 83, 2091-2096.

H

- Hamilton S., Lewis W. et Sippel S., 1992. Energy sources for aquatic animals in the Orinoco river floodplain: evidence from stable isotopes. *Oecologia*, 89, 324-330.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. et Ryan P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4, 1-9.
- Hanquet D., Legalle M., Garbage S. et Cereghino R., 2004. Ontogenetic microhabitat shifts in stream invertebrates with different biological traits. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 160, 329-346.
- Harrington R.R., Kennedy B.P., Chamberlain C.P., Blum J.D. et Folt C.L., 1998. ¹⁵N enrichment in agricultural catchments: field patterns and applications to tracking Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Chemical Geology*, 147, 281-294.
- Harris S.C. et Flint O.S., 2002. New Alisotrichia (Trichoptera: Hydroptilidae) from Central and South America and the Greater Antilles. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 104, 195-210.
- Harris S.C., Holzenthal R.W. et Flint O.S., 2002. Review of the Neotropical genus *Bredinia* (Trichoptera: Hydroptilidae: Stactobiini). *Annals of Carnegie Museum*, 71, 13-45.
- Harris S.C., Rasmussen A.K. et Denson D.R., 2012. An annotated list of the caddisflies (Trichoptera) of Florida: Part I. The family Hydroptilidae, with descriptions of five new species. *Insecta Mundi*, 273, 1-32.

- Harry H.W. et Hubendick B., 1964. The freshwater pulmonate Mollusca of Puerto Rico. *Kungl. Vetenskaps- och Vitterhets-Samhälles Handlingar*, 9, 60-72.
- Helson J.E. et Williams D.D., 2013. Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics. *Ecological Indicators*, 29, 167-178.
- Hering D., Feld C.K., Moog O. et Ofenböck T., 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, 311-324.
- Hobbs H.H. et Hart C.W., 1982. The shrimp genus *Atya* (Decapoda, Atyidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 364, 1-143.
- Hoeinghaus D.J. et Zeug S.C., 2008. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? Comment. *Ecology*, 89, 2353-2357.
- Hofmann L., Sartori M. et Thomas A., 1999. Les Ephéméroptères (Ephemeroptera) de la Guadeloupe (Petites Antilles Françaises). *Mémoires de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 20, 1-96.
- Holthuis L.B., 1952. A general revision of the Palaemonidae (Crustacea: Decapoda: Natantia) of the Americas. II. the subfamily Palaemoninae. *Allan Hancock Foundation Occasional Papers*, 12, 1-396.
- Hostache G., 1992. La vie dans les eaux douces de la Guadeloupe - poissons et crustacés. INRA et Parc National de la Guadeloupe, INRA Publ., Versailles, 84 p.
- Hughes S.J., 2005. Application of the Water Framework Directive to Macaronesian freshwater systems. *Biol Environ*, 105, 185-193.
- Huryn A.D. et Wallace J.B., 1987. Local geomorphology as a determinant of macrofaunal production in a mountain stream. *Ecology*, 68, 1932-1942.

II

INSEE (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques), 2005. Projections de population aux Antilles-Guyane à l'horizon 2030 – Données de cadrage Martinique. http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?reg_id=23&ref_id=12111&page=cahiers/ProjPop/CAG_PP07_03.htm#intertitre3.

INSEE (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques), 2007. Estimations carroyées de population (RFL 2007) – Région Martinique. <http://www.insee.fr/fr/ppp/bases-de-donnees/donnees-detaillees/duicq/region.asp?reg=02>.

INSEE (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques), 2009. Populations légales 2009 des Départements d'Outre-Mer (DOM). <http://www.insee.fr/fr/ppp/bases-de-donnees/recensement/populations-legales/france-regions.asp?annee=2009>.

II

Jackson M.C., Donohue I., Jackson A.L., Britton J.R., Harper D.M. et Grey J., 2012. Population-level metrics of trophic structure based on stable isotopes and their application to invasion ecology. *PLoS ONE*, 7, e31757, doi:10.1371/journal.pone.0031757.

Jardine T.D., McGeachy S., Paton C., Savoie M. et Cunjak R.A., 2003. Stable isotopes in aquatic systems: Sample preparation, analysis, and interpretation. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* No. 2656: 39p.

Jardine T.D., Curry R.A., Heard K.S. et Cunjak R.A., 2005. High fidelity: isotopic relationship between stream invertebrates and their gut contents. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 24, 290-299.

Jepsen D.B. et Winemiller K.O., 2002. Structure of Tropical River Food Webs Revealed by Stable Isotope Ratios. *Oikos*, 96, 46-55.

Jongman R.H.G., Ter Braak C.J.F. et van Tongerenm O.F.R., 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, 324 p.

Jun Y.C., Won D.H., Lee S.H., Kong D.S. et Hwang S.J., 2012. A Multimetric Benthic Macroinvertebrate Index for the Assessment of Stream Biotic Integrity in Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9, 3599-3628.

K

Kairo M., Ali B., Cheesman O., Haysom K. et Murphy S., 2003. Invasive species threats in the caribbean region. Report to the Nature Conservancy, Curepe, 132 p.

Kadye W.T. et Booth A.J., 2012. Integrating stomach content and stable isotope analyses to elucidate the feeding habits of non-native sharptooth catfish *Clarias gariepinus*. *Biol Invasions*, 14, 779-795.

Karr J.R., Fausch K.D., Angermeier P.L., Yant P.R. et Schlosser I.J., 1986. Assessing biological integrity in running waters : A method and its rationale. *Illinois Natural History Survey Special Publication N0.5*. Champaign, Illinois.

Karr J.R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1, 66-84.

Karr J.R. et Dudley D.R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5, 55-68.

Kazanci N. et Gircin S., 1998. Distribution of Oligochaeta species as bioindicators of organic pollution in Ankara Stream and their use in biomonitoring. *Turkish Journal of Zoology*, 22, 83-87.

Keddy P.A., 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3, 157-164.

Kelly F.L., Harrison A.J., Allen M., Connor L. et Rosell R., 2012. Development and application of an ecological classification tool for fish in lakes in Ireland. *Ecol Indic*, 18, 608–619.

Kerr A.M., 2013. Annotated Checklist of the Aquatic snails of the Mariana Islands, Micronesia. Technical Report 147, University of Guam Marine Laboratory, Guam, 26 p.

Kleine P., Trivinho-Strixino S. et Corbi J.J., 2012. Relationship between banana plant cultivation and stream macroinvertebrate communities. *Acta Limnol. Bras.*, <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000012>.

Kolkwitz R. et Marsson M., 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserein*, 1, 33-72.

L

Lawrence C. et Jones C., 2002. Cherax. In: Holdich D.M. (ed.), *Biology of Freshwater Crayfish*, Blackwell Science, United Kingdom, 645–666.

Layman C.A., Arrington D.A., Montana C.G. et Post D.M., 2007. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88, 42-48.

Lefrançois E., Coat S., Lepoint G., Vachiéry N., Gros O. et Monti D., 2011. Epilithic biofilm as a key factor for small-scale river fisheries on Caribbean islands. *Fisheries Management and Ecology*, 18, 211-220.

Lenat D.R. et Resh V.H., 2001. Taxonomy and stream ecology - The benefits of genus- and species-level identifications. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 287-298.

Lepš J. et Šmilauer P., 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, 1-282.

Leung A.S. et Dudgeon D., 2011. Scales of spatiotemporal variability in macroinvertebrate abundance and diversity in monsoonal streams: detecting environmental change? *Freshwater Biology*, 56, 1193-1208.

Leung A.S.L., Li A.O.Y. et Dudgeon D., 2012. Scales of spatiotemporal variation in macroinvertebrate assemblage structure in monsoonal streams: the importance of season. *Freshwater Biology*, 57, 218-231.

Levêque C., 1974. Les crevettes d'eau douce de la Guadeloupe. *Cah. ORSTOM Hydrobiol.*, 7, 41-49.

- Liess M. et Von Der Ohe P.C., 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 954-965.
- Lim P., Meunier F.J., Keith P. et Noël P.Y., 2002. Atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de la Martinique. Patrimoines naturels, 51, Paris, 120 p.
- Lions J., Allier D., Pinson S. et Vittecoq B., 2008. Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines en Martinique. Rapport technique BRGM RP-56748-FR, 124 p.
- Loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution. Journal Officiel du 18 décembre 1964 et rectificatifs des 15 janvier et 6 février 1965.
- Lloyd F.R. et Sites W., 2000. Microhabitat associations of three species of Dryopoidea (Coleoptera) in an Ozark stream: a comparison of substrate, and simple and complex hydraulic characters. *Hydrobiologia*, 439, 103-114.
- Lortie C.J., Brooker R.W., Choler P., Kikvidze Z., Michalet R., Pugnaire F.I. et Callaway R.M., 2004. Rethinking Plant Community Theory. *Oikos*, 107, 433-438.
- Lücke J.D. et Johnson J., 2009. Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric or multivariate approaches. *Ecol Indic*, 9, 659-669.
- Lugo-Ortiz C.R. et McCafferty W.P., 1996. Contribution to the Taxonomy of Callibaetis (Ephemeroptera: Baetidae) in Southwestern North America and Middle America. *Aquatic Insects: International Journal of Freshwater Entomology*, 18, 1-9.

M

- Malicky H., 1980. Vier neue Kocherfliegen von der Insel Guadeloupe. *Entomofauna*, 1, 219-225.
- Malicky H., 1983. Trichoptères des Petites Antilles. Résultats de la mission hydrobiologique Autrichienne-française de 1979 aux îles de la Guadeloupe, de la Dominique et de la Martinique. Part II. *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, 85, 263-271.

- Malicky H., 1987. *Smicridea therezieni* sp.n. (Trichoptera, Hydropsychidae) from the Island of Martinique, Lesser Antilles. *Aquatic Insects*, 9, 84-84.
- Mantel S.K., Salas M. et Dudgeon D., 2004. Foodweb structure in a tropical Asian forest stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 23, 728-755.
- March J.G. et Pringle C.M., 2003. Food web structure and basal resource utilization along a tropical island stream continuum, Puerto Rico. *Biotropica*, 35, 84-93.
- Mary N. et Archaimbault V., 2012. Amélioration des méthodes indicielles Indice Biotique de la Nouvelle-Calédonie (IBNC) et Indice Bio-sédimentaire (IBS). Phase 2. Rapport ETHYC'O et IRSTEA, Observatoire de l'environnement en Nouvelle-Calédonie, Nouméa, 75 p + annexes.
- Marzin A., Archaimbault V., Belliard J., Chauvin C., Delmas F. et Pont D., 2012. Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures? *Ecological Indicators*, 23, 56-65.
- Massemin D., Clavier S. et Pointier J.P., 2001. First record of *Pisidium punctiferum* (Guppy, 1867) and *Eupera viridans* (Prime, 1865) (Mollusca: Sphaeriidae) from French Guiana. *Novapex*, 12, 109-118.
- Mateus A. et Mateus E., 1990. Etude d'une collection d'amphipodes spécialement du sud-ouest asiatique-du Museum d'Histoire Naturelle de Vienne (Autriche). *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien, Serie B Botanik und Zoologie*, 91, 273-331.
- MacArthur R.H. et Wilson E.O., 1967. The theory of island biogeography, Princeton University Press, New Jersey, 203 p.
- McCafferty W.P., 1985. New records of Ephemeroptera from Middle America. *International Quarterly of Entomology*, 1, 9-11.
- McCafferty W.P. et Lugo-Ortiz C.R., 1996. Los Efemerópteros (Ephemeroptera) de América Central. *Revista Nicaragense de Entomología*, 35, 19-28.
- McConnaughey T. et McRoy C.P., 1979. Food-web structure and the fractionation of carbon isotopes in the Bearing Sea. *Marine Biology*, 53, 257-262.

- McCutchan Jr. J.R., Lewis Jr. W.M., Kendall C. et McGrath C.C., 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos*, 102, 378–390.
- Merritt R.W., Cummins K.W. et Berg M.B., 2008. An introduction to the aquatic insects of North America (fourth edition), Kendall Hunt Publishing Company, Dubuque, 1214 p.
- Meurgey F. et Picard L., 2011. Les libellules des Antilles françaises, Biotope (collection Parthénope), Paris, 440 p.
- Meyer M.D., Baumgardner D.E. et McCafferty W.P., 2008. The Ephemeroptera of Central America. Part 2: Nicaragua. *Transactions of the American Entomological Society*, 134, 133-146.
- Miller T.W., Brodeur R.D., Rau G. et Omori K., 2010. Prey dominance shapes trophic structure of the northern California Current pelagic food web: evidence from stable isotopes and diet analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 420, 15-26.
- Minshall G.W., 1984. Aquatic insect substratum relationships. In: Resh V.H. et Rosenberg D.M. (eds.), *The Ecology of Aquatic Insects*, Praeger, New York, 358–400.
- Mobèche J-P. et Schmitt E., 1993. Réseau hydrographique et bassins versants de la Martinique. Rapport ORSTOM, Pointe-à-Pitre, 75 p.
- Mondy C.P., Villeneuve B., Archaimbault V. et Usseglio-Polatera P., 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I₂M₂) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecol Indic*, 18, 452-467.
- Morse J.C., 2013. Trichoptera World Checklist. <http://entweb.clemson.edu/database/trichopt/index.htm> [Accessed 3 May 2013].
- Moya N., Tomanova S. et Oberdorff T., 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Secure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia*, 589, 107-116.
- Moya N., Hughes R.M., Dominguez E., Gibon F.M., Goitia E. et Oberdorff T., 2011. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecological Indicators*, 11, 840-847.

Mulholland P.J., Tank J.L., Sanzone D.M., Wollheim W.M., Peterson B.J., Webster J.R. et Meyer J.L., 2000. Food resources of stream macroinvertebrates determined by natural-abundance stable C and N isotopes and a ¹⁵N tracer addition. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19, 145-157.

N

Needham J.G., Westfall M.J. et May M.L., 1996. Damselflies of North America, Scientific Publishers, Gainesville, 649 p.

Needham J.G., Westfall M.J. et May M.L., 2000. Dragonflies of North America, Scientific Publishers, Gainesville, 939 p.

Newsome S.D., Martinez del Rio C., Bearhop S. et Phillips D.L., 2007. A niche for isotopic ecology. *Front. Ecol. Environ.*, 5, 429-436.

Niemi G.J. et McDonald M.E., 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 89-111.

O

Ofenböck T., Gerritsen J. et Barbour M., 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia*, 516, 251-268.

Oliveira R.B.S., Baptista D.F., Mugnai R., Castro C.M. et Hughes R.M., 2011. Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiaçu-Macau Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, 11, 1584-1593.

Ortmann A.E., 1894. A Study of the Systematic and Geographical Distribution of the Decapod Family Atyidæ Kingsley. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 46, 397-416.

Ovando X.M.C., Macedo de Lacerda L.E. et Barbosa dos Santos S., 2011. Mollusca, Gastropoda, Heterobranchia, Ancyliidae, *Gundlachia radiata* (Guilding, 1823): First record of occurrence for the northwestern region of Argentina. *Check List*, 7, 263-266.

P

Peck S.B., 2011. The beetles of Martinique, Lesser Antilles (Insecta: Coleoptera): diversity and distributions. *Insecta Mundi*, 178, 1-57.

Pereira G.A., 1991. Freshwater shrimps from Venezuela II: new records I the families Atyidae and Palaemonidae (Crustacea, Decapoda, Caridea). *Acta Biologica Venezuelica*, 13, 75-88.

Pereira G.A. et García J., 1995. On the presence of *Micratya poeyi*, *Xiphocaris elongata* (Decapoda, Atyidae and Xiphocarididae) and *Moina macropa macropa* (Cladocera, Moinidae) in Venezuela. *Acta Biologica Venezuelica*, 15, 89-95.

Peters W.L. et Harrison A.D., 1974. Redescription of *Terpides Demoulin* from St. Vincent, West Indies (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 76, 178-185.

Peterson B.J., 1999. Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs: A review. *Acta Oecologica*, 20, 479-487.

Peterson B.J. et Fry B., 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18, 293-320.

Phillips D.L. et Gregg J.W., 2001. Uncertainty in source partitioning using stable isotopes. *Oecologia*, 127, 171-179.

Pinnegar J.K. et Polunin N.V.C., 1999. Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. *Functional Ecology*, 13, 225-231.

Poff N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 391-409.

- Pointier J.P., 1974. Faune malacologique dulçaquicole de l'île de la Guadeloupe (Antilles françaises). *Bulletin du Museum National d'Histoire Naturelle*, 3, 905-933.
- Pointier J.P., 1976. Répartition locale et biogéographie des Mollusques dulçaquicoles de Guadeloupe (Antilles françaises). *Malac. Rev.*, 9, 85-103.
- Pointier J.P., 2008. Guide to the freshwater molluscs of the Lesser Antilles. Conchbooks, Hackenheim, Germany, 128 p.
- Pointier J.P. et Lamy D., 1998. Guide des coquillages des Antilles, PLB Editions, Abymes, 225 p.
- Post D.M., 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83, 703-718.
- Prodon R., 1976. Le substrat, facteur écologique et éthologique de la vie aquatique : Observations et expériences sur les larves de *Micropterna testacea* et *Cordulegaster annulatus*. Thèse de doctorat de l'Université Claude Bernard, Lyon, 221 p.

Q

- Quevedo M., Svanbäck R. et Eklö P., 2009. Intrapopulation niche partitioning in a generalist predator limits food web connectivity. *Ecology*, 90, 2263–2274.

R

- R Development Core Team. 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rabeni C.F. et Minshall G.W., 1977. Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. *Oikos*, 29, 33-43.
- Rasmussen J.J., Monberg R.J., Baattrup-Pedersen A., Cedergreen N., Wiberg-Larsena P., Strobel B. et Kronvanga B., 2012. Effects of a triazole fungicide and a pyrethroid insecticide on the decomposition of leaves in the presence or absence of macroinvertebrate shredders. *Aquatic Toxicology*, 118-119, 54-61.

- Rathbun M.J., 1900. The Decapod Crustaceans of West Africa. *Proceedings U. S. National Museum*, 12, 271-316.
- Rau G.H., Sweeney R.E., Kaplan I.R., Mearns A.J. et Young D.R., 1981. Differences in animal ^{13}C , ^{15}N and D abundance between a polluted and an unpolluted coastal site: likely indicators of sewage uptake by a marine food web. *Estuarine Coast. Shelf Sci.*, 13, 701-707.
- Reynoldson T.B., Norris R.H., Resh V.H., Day K.E. et Rosenberg D.M., 1997. The Reference Condition: A Comparison of Multimetric and Multivariate Approaches to Assess Water-Quality Impairment Using Benthic Macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 833-852.
- Richards C.S., 1964. Studies on Puerto Rican Physidae. *Public Health Rep.*, 79, 1025-1029.
- Rodriguez G. et Lopez B., 2003. Insular species of Neotropical freshwater crabs (Crustacea: Brachyura). *Journal of Natural History*, 37, 2599-2614.
- Rosenberg D.M. et Resh V.H., 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg D.M. and Resh V.H. (eds.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, Chapman and Hall, New York, 1-9.

S

- Sandin L. et Johnson R.K., 2000. Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *J N Am Benthol Soc*, 19, 462-474.
- Schäfer R.B., Caquet T., Siimes K., Mueller R., Lagadic L. et Liess M., 2007. Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Science of the Total Environment*, 382, 272-285.
- Schäfer, R.B, Von Der Ohe P.C., Rasmussen J., Kefford B.J., Beketov M.A., Schulz R. et Liess M., 2012. Thresholds for the effects of pesticides on invertebrate communities and leaf breakdown in stream ecosystems. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 5134-5142.
- Schmidt S.N., Olden J.D., Solomon C.T. et Vander Zanden M.J., 2007. Quantitative approaches to the analysis of stable isotope food web data. *Ecology*, 88, 2793-2802.

- Schmidt S.N., Harvey C.J. et Vander Zanden M.J., 2011. Historical and contemporary trophic niche partitioning among Laurentian Great Lakes coregonines. *Ecological Applications*, 21, 888-896.
- Smalley A.E., 1963. The genus Potimirim in Central America (Crustacea, Atyidae). *Rev. Biol. Trop.*, 11, 177-183.
- Smith G.C., Covich A.P. et Brasher A.M.D., 2003. An ecological perspective on the biodiversity of tropical island streams. *BioScience*, 53, 1048-1051.
- Snovsky G. et Galil B.S., 2011. The Australian redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) (Crustacea: Decapoda: Parastactidae) in the Sea of Galilee, Israel. *Aquatic Invasions*, 6, 29–31.
- Spangler P.J. et Santiago-Fragoso S., 1992. The aquatic beetle subfamily Larainae (Coleoptera: Elmidae) in Mexico, Central America, and the West Indies. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 528, 1-74.
- Stark, J.D., 1985. A macroinvertebrate community index of water quality for stony streams, Water and Soil Miscellaneous Publication No. 87., Wellington, 53 p.
- Stark B.P., 2000. Notes on the *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) of Guyana with the description of a new species. *Aquat. Insect*, 22, 305-310.
- Starmühlner F., 1977. Contribution to the knowledge of the freshwater fauna of La Reunion (Mascarene). *Cah ORSTOM Ser Hydrobiol*, 11, 239-250.
- Starmühlner F. et Therezien Y., 1983. Résultats de la Mission Hydrobiologique Austro-Française de 1979 aux Iles de la Guadeloupe, de la Dominique et de la Martinique (Petites Antilles). *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, 85, 171-218.
- Stevenson R.J. et Pan Y., 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, 2nd Edition. Cambridge University Press, Cambridge, 57-84.
- Syvarant J., Högmander P., Keskinen T., Karjalainen J. et Jones R.I., 2010. Altered energy flow pathways in a lake ecosystem following manipulation of fish community structure. *Aquatic Sciences*, 73, 79-89.

T

- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. et Usseglio-Polatera P., 2010. Invertébrés d'eau douce- Systématique, biologie, écologie. CNRS éditions, Paris, 587 p.
- Tate C.M. et Heiny J.S., 1995. The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors. *Freshwat Biol*, 33, 439-454.
- Ter Braak C.J. et Smilauer F.P., 1998. Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (version 4), Ithaca, NY, USA.
- Thomas A., Bosca-Dauta C., Dauta A., Thomas N. et Hofmann C., 1997. Inventaire des macroinvertébrés des cours d'eau de Martinique I. Les Ephéméroptères (résultats préliminaires) [Ephemeroptera]. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, 133, 55-58.
- Thorne R.S. et Williams WP., 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: A multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, 37, 671-686.
- Thorpe T. et Lloyd B., 1999. The macroinvertebrate fauna of St. Lucia elucidated by canonical correspondence analysis. *Hydrobiologia*, 400, 195-203.
- Tomanova S., Goitia E. et Helešic J., 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556, 251-264.
- Tomanova S. et Usseglio-Polatera P., 2007. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied, Limnology*, 170, 243-255.
- Tomanova S., Moya N. et Oberdorff T., 2008. Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of néotropicales streams. *River Research and Applications*, 24, 1230-1239.
- Torati S.T., De Grave S., Page T.J. et Anker A., 2011. Atyidae and Palaemonidae (Crustacea : Decapoda : Caridea) of Bocas del Toro, Panama. *Check List*, 7, 798-805.

Touron-Poncet H., Bernadet C., Compin A., Bargier N. et Cereghino R., 2013. River classification as the basis for freshwater biological assessment in overseas Europe: Issues raised from Guadeloupe (French Lesser Antilles). *International Review of Hydrobiology*, 98, 34-43.

Touron-Poncet H., Bernadet C., Compin A., Bargier N. et Cereghino R. (*article soumis à Limnologica*) Implementing the Water Framework Directive in overseas Europe: a multimetric index for river bioassessment in Caribbean islands.

Tupinambás T.H., Cortes R.M.V., Varandas S.G., Hughes S.J., França J.S. et Callisto M., 2013. Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system. *Ecohydrology*, Article first published online (11 JUL 2013), DOI: 10.1002/eco.1406.

U

Uieda V.S. et Motta R.L., 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnol. Bras.*, 19, 15-30.

U.S. Environmental Protection Agency, 1990. Biological Criteria, national program guidance for surface waters. U.S. EPA, office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C. EPA-440/5-90-004.

Usseglio-Polatera P., 1997. Long-term changes in the Ephemeroptera of the river Rhone at Lyon, France, assessed using a fuzzy coding approach. In: *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology, Ecology, Systematics* (Proc. 8th Int. Conf. Ephemeroptera, 1995), Lausanne, Swiss, 227-234.

Usseglio-Polatera P., Bournajud M., Richoux P. et Tachet H., 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia*, 422/423, 153-162.

V

van de Bund W. et Solimini A., 2006. Ecological Quality Ratios for ecological quality assessment in inland and marine waters. EU project REBECCA Deliverable 10, 1-22.

Vanni M.J., 2002. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 33, 341-370.

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. et Gushing. E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 130-137.



Wali M.L., 1987. The structure, dynamics, and rehabilitation of drastically disturbed ecosystems. In: *Perspectives in Environmental Management*, Oxford and IBH publishing, New Delhi, 163-183.

Wallin M., Wiederholm T. et Johnson R.K., 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters, Final Report to the European Commission from CIS Working Group 2.3 – REFCOND, 93 p.

Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M. et Morgan R.P., 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 24, 706-723.

Warwick R.M., 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology*, 18, 63-80.

Wasson J.G., Chandesris A. et Pella H., 2004. Hydro-écorégions de la Guadeloupe : Propositions de régionalisation des écosystèmes aquatiques en vue de l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Rapport, Cemagref, Lyon, 20 p.

Weiherr E. et Keddy P.A., 1995. Assembly rules, null models, and trait dispersion: New questions from old patterns. *Oikos*, 74, 159-164.

Williams E.H., Bunkley-Williams L., Lilyestrom C.G. et Ortiz-Corps E.A.R., 2001. A review of recent introductions of aquatic invertebrates in Puerto Rico and implications for the management of nonindigenous species. *Caribbean Journal of Science*, 37, 246-251.

Wu D. et Legg D., 2007. Structures of benthic insect communities in two southeastern Wyoming (USA) streams: similarities and differences among spatial units at different local scales. *Hydrobiologia*, 579, 279-289.

X/Y

Yachi S. et Loreau M., 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 96, 1463-1468.

Yoder C.O., 1995. Policy issues and management applications of biological criteria, pp. 327-343 (Chapter 21). In: W.S. Davis and T. Simon (eds.), *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*, Lewis Publishers, Boca Raton, 327-343.

Z

Zah R., Burgherr P., Bernasconi S.M. et Uehlinger U., 2001. Stable isotope analysis of macroinvertebrates and their food sources in a glacier stream. *Freshwater Biology*, 46, 871-882.

Zimmerman H.G., 2003. South Africa. In: McDonald I.A.W., Reaser J.K., Bright C., Neville L.E., Howard G.W., Murphy S.J. and Preston G. (eds.), *Invasive alien species in southern Africa: national reports and directory of resources*. Global Invasive Species Programme, Cape Town, South Africa, 45-69.

ANNEXES

ANNEXE 1.

Tableau 18. Résultats des analyses physico-chimiques de chacune des stations et pour chacune des trois campagnes de prélèvements (carême 2010, hivernage 2010, carême 2011).

RSR : Réseau de Sites de Référence, RCS : Réseau de Contrôle de Surveillance, GEOCH : sites à géochimie particulière, STEP : sites en aval de stations d'épuration, DOM : sites soumis à une pollution domestique diffuse, PEST : sites en zone agricole, INDUS : sites en aval de rejet industriel.

Réseau	Code station	Date	Oxygène dissous	Taux de saturation	DBO ₅	COD	DCO	NKJ	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Prot	MES	Turbidité	Température	pH	Conductivité	Calcium	Magnésium	Sodium	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	TAC	TH	SI
RSR	CAN	avr-10	6,70	82,0	0,8	0,80		1,0	0,05	0,02	1,00	0,05	0,02	21	1,4	26,3	7,76	128	8,2	3,0	10,2	1,5	14,6	3,6	41,0	3,4	3,1	18,9
RSR		oct-10	6,11	76,3	4,0	0,56	30	0,5	0,05	0,05	0,32	0,05	0,05	3	1,7	24,5	7,80	100	7,0	2,6	9,7	1,2	11,5	2,5	40,3	3,3		32,5
RSR		mars-11	8,71	99,6	0,6	0,75		0,5	0,05	0,02	0,30	0,05	0,05	1,1		21,9	7,67	112	7,7	2,8	9,5	1,2	11,0	2,4	42,9	3,6		30,0
RSR	CAR	avr-10	8,24	99,2	0,7	0,50		1,0	0,05	0,02	1,00	0,02	0,02	19	4,8	24,9	8,30	142	11,0	3,2	8,7	1,0	13,1	15,1	37,8	3,1	3,5	6,6
RSR		oct-10	6,90	84,6	4,0	0,50	30	0,5	0,05	0,05	0,30	0,05	0,05	3	1,1	23,3	7,16	113	11,0	2,9	8,5	0,9	7,9	6,8	47,6	3,9		31,9
RSR		mars-11	8,75	99,9	0,5	0,50		0,5	0,05	0,02	0,30	0,05	0,05	2,5		21,9	8,37	137	10,3	2,8	8,0	0,8	7,7	8,0	45,5	3,8		28,5
RSR	CER	avr-10	7,85	94,3	0,6	0,80		1,0	0,05	0,02	1,00	0,04	0,02	24	4,9	24,6	8,17	160	11,0	3,3	11,1	1,2	18,0	4,9	30,3	2,5	4,3	13,6
RSR		oct-10	6,77	81,6	4,0	0,72	30	0,5	0,05	0,05	0,52	0,05	0,05	2	0,5	23,9	8,05	116	12,0	3,1	11,0	1,1	10,8	2,8	61,0	5,0		39,6
RSR		mars-11	8,24	99,6	0,6	0,90		0,5	0,05	0,02	0,41	0,05	0,05	4,2		24,9	8,31	150	11,7	3,0	10,2	1,1	10,6	2,9	57,7	4,8		34,4
RSR	GAL	avr-10	7,48	89,6	0,5	0,40		1,0	0,13	0,02	1,00	0,01	0,02	8,8	1,0	24,6	7,55	62	2,8	1,6	6,1	0,5	11,4	2,2	12,1	1,0	1,5	1,5
RSR		oct-10	6,53	79,6	4,0	0,50	30	0,5	0,05	0,14	0,75	0,05	0,05	2	0,4	23,2	7,05	50	2,3	1,4	5,9	0,5	8,6	1,7	14,2	1,2		15,8
RSR		mars-11	8,16	100,7	0,5	0,45		0,5	0,05	0,02	0,53	0,05	0,05	1,7		22,8	7,92	56	2,2	1,3	5,4	0,5	8,2	1,8	12,2	1,0		12,6
RSR	GRD	avr-10	8,52	102,1	0,5	0,90		1,0	0,05	0,02	1,00	0,06	0,03	34	3,1	24,2	8,28	132	9,5	2,8	10,1	1,7	10,9	3,3	46,0	3,8	3,5	9,5
RSR		oct-10	7,20	85,8	4,0	0,82	30	0,5	0,05	0,05	0,47	0,05	0,05	2	0,5	23,3	7,19	102	8,3	2,6	9,3	1,6	8,8	2,4	46,4	3,8		45,8
RSR		mars-11	8,87	108,8	0,5	0,71		0,5	0,05	0,02	0,42	0,05	0,05	2		22,5	8,16	112	8,4	2,5	9,3	1,5	9,2	2,5	45,6	3,8		43,4
RSR	LOR	avr-10	7,74	92,4	0,6	0,30		1,0	0,05	0,02	1,00	0,01	0,02	13	2,6	24,4	7,90	135	14,0	3,8	7,4	0,7	14,7	39,7	22,1	1,8	5,0	6,7
RSR		oct-10	6,38	77,2	4,0	0,60	30	0,5	0,05	0,05	0,30	0,05	0,05	9	1,1	23,1	7,25	99	9,0	2,4	6,6	0,6	6,4	17,1	25,6	2,1		22,5
RSR		mars-11	8,44	95,8	0,5	0,44		0,5	0,05	0,02	0,30	0,05	0,05	6,1		21,7	7,93	129	13,1	3,4	6,8	0,4	7,8	37,0	16,3	1,4		18,4
RSR	PAL	avr-10	7,53	90,0	0,8	0,40		1,0	0,05	0,02	1,00	0,01	0,02	10	1,8	24,4	7,85	75	5,0	1,8	6,3	0,6	14,0	3,9	18,8	1,6	2,0	7,1
RSR		oct-10	6,71	82,1	4,0	0,59	30	0,5	0,05	0,05	0,30	0,05	0,05	2	0,4	24,0	7,07	61	4,0	1,6	6,0	0,6	7,7	2,1	22,4	1,8		21,4
RSR		mars-11	8,30	100,9	0,5	0,70		0,5	0,05	0,02	0,30	0,05	0,05	1,9		22,0	7,96	64	3,6	1,4	5,4	0,5	7,2	2,3	19,3	1,6		16,7

Réseau	Code station	Date	Oxygène dissous	Taux de saturation	DBO ₅	COD	DCO	NKJ	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Ptot	MES	Turbidité	Température	pH	Conductivité	Calcium	Magnésium	Sodium	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	TAC	TH	SI	
RSR	PIL	avr-10	4,26	52,6	0,6	3,80		1,0	0,05	0,02	1,10	0,06	0,10	106	98,0	26,8	7,89	1510	57,0	54,5	110,0	4,3	242,0	21,2	259,0	21,3	36,7	12,1	
RSR		oct-10	4,65	58,2	5,0	2,26	30	0,5	0,05	0,05	1,53	0,29	0,11	7	1,2	25,7	8,05	1139	51,0	19,0	52,0	3,1	93,2	15,5	219,6	18,0		42,8	
RSR		mars-11	5,88	71,7	1,0	5,28		0,7	0,05	0,02	0,38	0,09	0,07	35,2		25,1	8,13	1560	76,8	30,0	90,1	3,5	187,8	16,4	270,4	22,5		37,4	
RSR	VAU	avr-10	7,65	100,0	0,5	3,40		1,0	0,05	0,02	1,00	0,22	0,14	75	25,0	30,1	8,11	783	33,0	21,0	58,8	3,8	107,0	22,0	131,0	10,8	16,9	13,8	
RSR		oct-10	6,12	81,6	6,0	3,13	32	0,5	0,05	0,05	1,56	0,13	0,05	43	6,8	29,5	8,18	605	89,0	38,0	103,4	4,6	195,0	19,3	370,9	30,4		43,0	
RSR		mars-11	8,73	111,9	1,0	3,85		0,5	0,05	0,02	0,69	0,35	0,15	8		28,0	8,31	742	44,4	16,9	50,0	2,9	89,2	15,0	181,4	15,1		38,3	
RCS	ACR	avr-10	8,14	97,0	4,0	0,71	30	1,0	0,02	0,05	0,34	0,04	0,02	1	0,4	24,3	8,03	134	13,7	3,6	11,8	3,6	12,4	3,4	64,5	5,3	4,9	30,2	
RCS		oct-10	7,90	95,2	1,0	1,65	16,2	0,1	0,01	0,05	0,55	0,05	0,01	5,5	1,3	24,1	7,92	119	10,8	2,9	9,7	1,1	9,5	2,4	55,6	4,6	3,9	35,3	
RCS		mars-11	8,36	98,9	0,5	10,35	30	0,5	0,05	0,50	0,36	0,05	0,05	4,7	0,5	24,8	8,27	155	12,7	3,3	11,1	1,3	11,4	2,9	60,1	5,0	4,5	38,9	
RCS	BER	avr-10	7,11	87,2	4,0	0,63	33	1,0	0,02	0,01	2,99	0,05	0,03	3,6	3,6	27,6	8,25	171	15,4	4,9	11,9	1,3	15,3	6,1	64,3	5,3	5,9	28,0	
RCS		oct-10																											
RCS		mars-11	8,42	106,7	0,9	0,79	30	0,7	0,05	0,50	3,57	0,05	0,08	12,1	3,4	27,6	7,96	169	13,1	4,1	10,4	1,2	12,9	5,3	56,8	4,7	4,9	28,5	
RCS	CAF	avr-10	7,68	98,3	4,0	0,68	19,7	1,0	0,01	0,05	0,06	0,03	0,03	20,1	2,9	28,8	8,34	147	14,5	4,4	11,5	1,2	9,8	6,3	69,1	5,9	5,5	29,3	
RCS		oct-10	7,28	96,5	2,0	1,24	3,8	0,2	0,01	0,05	0,25	0,04	0,05	16,4	7,4	27,4	8,09	151	10,8	3,2	9,2	1,0	8,5	6,0	53,9	4,5	4,1	32,1	
RCS		mars-11	8,39	103,0	0,5	10,41	30	0,5	0,05	0,50	0,30	0,05	0,05	5,4	1,3	25,9	8,54	164	12,8	3,7	10,3	1,1	9,0	6,0	59,2	4,9	4,7	34,0	
RCS	CAV	avr-10	7,52	91,3	4,0	0,36	30	1,0	0,01	0,05	4,16	0,04	0,04	2	0,7	25,5	8,30	148	13,3	4,5	11,4	2,3	11,2	7,9	59,3	4,9	5,2	39,8	
RCS		oct-10	8,23	104,6	3,0	0,87	1,7	0,2	0,01	0,05	3,69	0,04	0,05	8,8	1,8	26,4	8,08	134	9,8	3,2	8,9	1,7	9,4	6,5	45,2	3,8	3,5	40,9	
RCS		mars-11	9,60	113,6	0,5	0,74	30	0,5	0,05	0,50	4,10	0,05	0,05	3,00	1,1	24,0	8,12	136	10,6	3,5	9,4	1,7	9,7	6,2	49,1	4,1	4,1	43,9	
RCS	CBN	avr-10	7,87	97,8	4,0	0,90	30	1,0	0,03	0,05	0,74	0,05	0,03	1	0,8	26,7	7,87	160	21,5	9,3	23,6	2,5	29,1	3,7	116,5	9,7	9,2	34,0	
RCS		oct-10	6,28	77,5	3,0	1,94	20,3	0,4	0,15	0,04	0,77	0,07	0,04	33,4	26,8	25,4	7,87	186	10,0	3,6	11,6	1,5	12,1	3,0	58,2	4,9	3,1	32,3	
RCS		mars-11	8,82	106,4	7,0	13,73	30	0,5	0,05	0,50	0,63	0,05	0,05	2,6	1,0	25,0	8,01	264	13,9	5,4	15,3	1,8	17,3	3,0	74,5	6,2	5,7	37,9	
RCS	GRS	avr-10	8,35	102,3	4,0	0,88	20,2	1,0	0,01	0,05	0,53	0,05	0,05	1,1	0,4	25,6	8,35	133	10,2	3,2	10,9	1,8	10,6	3,0	55,4	4,5	3,8	45,6	
RCS		oct-10	8,19	99,7	2,0	0,88	30	0,0	0,01	0,05	0,56	0,07	0,02	2,3	0,6	25,1	8,11	138	8,6	2,6	9,5	1,6	9,3	2,5	51,5	4,3	3,2	43,0	
RCS		mars-11	9,33	113,3	0,6	0,47	30	0,5	0,05	0,50	0,62	0,06	0,05	2,00	0,4	21,9	8,09	112	9,2	2,7	10,2	1,8	9,8	2,7	49,4	4,1	3,4	47,7	
RCS	LEG	avr-10	7,60	95,4	4,0	0,62	30	1,0	0,03	0,01	1,73	0,02	0,02	3,5	3,5	27,2	7,96	119	10,1	4,6	12,5	1,4	17,1	3,6	51,9	4,3	4,5	24,2	
RCS		oct-10	7,21	93,4	1,0	0,96	30	0,2	0,02	0,05	1,64	0,03	0,05	5,4	4,9	27,1	7,82	108	7,7	3,2	9,2	1,1	11,9	2,8	40,6	3,4	3,2	25,2	
RCS		mars-11	7,79	101,9	0,5	6,01	30	0,5	0,05	0,50	1,41	0,05	0,05	3,4	1,9	25,9	8,16	116	7,2	3,0	8,6	1,0	11,1	2,7	37,1	3,1	3,1	24,2	
RCS	LEP	avr-10	7,29	96,3	4,0	0,70	30	1,0	0,02	0,05	2,32	0,05	0,03	4,2	6,3	30,0	7,90	153	12,3	5,8	15,1	1,8	21,6	5,5	61,5	5,0	5,4	19,7	
RCS		oct-10																											

Réseau	Code station	Date	Oxygène dissous	Taux de saturation	DBO ₅	COD	DCO	NKJ	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Ptot	MES	Turbidité	Température	pH	Conductivité	Calcium	Magnésium	Sodium	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	TAC	TH	SI
RCS		mars-11	8,42	105,5	0,7	0,85	30	0,5	0,05	0,50	2,35	0,05	0,05	3,2	2,6	26,9	7,75	148	9,2	3,8	10,2	1,2	13,2	3,6	45,1	3,8	3,9	24,8
RCS	LOP	avr-10	8,97	96,0	4,0	0,32	30	1,0	0,01	0,05	0,11	0,05	0,01	0,8	0,4	24,2	7,84	100	9,9	2,7	7,8	0,7	8,2	15,7	30,3	2,5	3,6	18,2
RCS		oct-10	7,98	100,0	2,0	0,67	8,1	0,1	0,00	0,05	0,16	0,05	0,01	0,5	0,3	25,3	7,72	102	5,0	1,8	6,8	0,6	8,0	5,7	23,9	2,0	2,0	21,6
RCS		mars-11	7,66	91,4	0,5	0,56	30	0,5	0,05	0,50	0,30	0,05	0,05	2,00	1,1	24,3	7,79	112	8,2	2,2	6,8	0,5	7,4	11,9	26,6	2,2	3,0	21,8
RCS	GAG	avr-10	6,89	89,3	4,0	0,68	30	1,0	0,01	0,05	3,23	0,05	0,02	4,6	5,2	29,0	7,72	156	10,6	5,0	12,6	1,4	18,4	4,3	49,4	4,1	4,7	18,8
RCS		oct-10																										
RCS	MAC	mars-11	8,17	98,6	0,8	0,74	30	0,5	0,05	0,50	3,92	0,05	0,05	5,3	3,4	24,9	7,62	168	9,1	4,1	11,0	1,2	15,7	4,2	44,2	3,7	4,0	21,0
RCS		avr-10	7,53	93,4	1,0	1,93	30	1,0	0,04	0,05	6,63	1,36	0,45	3,8	3,5	27,2	7,86	417	25,8	9,3	48,4	4,2	72,5	13,4	102,6	8,4	10,4	35,5
RCS		oct-10																										
RCS	COP	mars-11	8,40	103,7	5,0	17,17	43	0,5	0,05	0,50	3,73	0,45	0,20	5,5	3,3	26,2	7,96	376	17,8	6,2	29,3	2,6	43,2	7,5	94,8	7,9	7,0	39,2
RCS		avr-10	6,10	80,9	3,8	2,46	40	1,0	0,04	0,12	4,87	0,20	0,11	17,7	8,6	30,8	7,81	407	26,7	10,2	34,3	3,6	48,0	10,1	124,2	10,2	10,9	31,9
RCS		oct-10	5,70	73,0	2,0	2,38	9,1	0,5	0,03	0,06	4,37	0,11	0,06	17,7	11,5	27,1	7,71	411	25,9	9,4	28,5	3,7	41,6	9,2	116,7	9,7	10,3	36,2
RCS	LOS	mars-11	7,34	96,2	0,6	1,78	30	0,5	0,10	0,32	4,15	0,14	0,07	11,00	7,4	29,2	7,99	396	25,7	8,9	28,4	3,7	39,8	9,7	117,5	9,8	10,1	35,1
RCS		avr-10	7,78	97,3	4,0	0,47	11,1	1,0	0,01	0,05	1,02	0,05	0,03	2	1,2	27,3	7,93	105	15,6	4,9	11,9	1,3	15,3	6,0	65,0	5,3	5,9	22,5
RCS		oct-10	7,18	94,8	2,0	0,51	27,4	0,0	0,01	0,05	0,88	0,05	0,00	3,1	1,8	26,3	7,92	112	7,6	2,3	7,3	0,7	8,5	9,8	29,1	2,4	2,9	21,8
RCS	MOM	mars-11	8,35	102,4	0,6	0,62	30	0,5	0,05	0,50	1,04	0,05	0,05	3,00	1,2	26,1	7,96	122	8,3	2,5	7,8	0,7	9,0	10,4	30,1	2,5	3,1	23,5
RCS		avr-10	7,13	90,1	1,0	1,14	30	1,0	0,05	0,02	2,35	0,08	0,06	1,8	4,1	27,4	7,60	197	19,1	7,2	23,7	4,1	48,6	5,7	67,2	5,5	7,8	24,6
RCS		oct-10	6,01	76,2	3,0	2,20	2,5	0,4	0,10	0,02	2,20	0,05	0,05	17,9	17,7	27,2	7,76	156	8,7	3,9	12,9	1,9	17,6	3,8	42,3	3,5	3,8	27,4
RCS	OMD	mars-11	8,50	103,2	7,0	8,59	30	0,5	0,06	0,50	1,94	0,07	0,05	4,7	2,6	25,3	7,86	236	11,8	4,7	16,5	1,6	26,5	4,5	51,4	4,3	4,9	31,2
RCS		avr-10	6,71	85,9	0,4	2,84	17,7	1,0	0,02	0,05	0,74	0,03	0,04	4,3	3,7	28,0	7,66	570	25,2	15,9	46,8	4,2	116,1	9,9	71,0	5,9	12,9	27,2
RCS		oct-10	6,15	77,0	2,0	2,82	31	0,5	0,02	0,05	1,56	0,06	0,02	5,5	9,4	25,9	7,83	517	22,3	12,7	39,6	3,6	94,7	9,7	64,6	5,4	10,9	32,3
RCS	PIB	mars-11	7,28	88,0	0,5	3,57	30	0,5	0,05	0,50	0,93	0,07	0,05	10,00	15,2	24,9	7,73	565	22,2	12,6	38,6	3,7	90,8	10,3	66,7	5,6	10,7	31,4
RCS		avr-10	6,50	89,4	3,3	1,00	30	1,0	0,05	0,05	0,30	0,05	0,08	34,7	7,9	30,4	7,69	25100	136,1	320,8	2519,5	97,5	4562,5	623,7	172,7	14,2	164,7	22,5
RCS		oct-10	6,80	91,0	3,0	1,51	102	1,0	0,31	0,05	3,13	0,56	0,23	50,4	23,4	30,0	7,91	6656	47,9	68,1	509,8	25,4	912,8	123,6	140,1	11,7	39,8	34,0
RCS	PIBam	mars-11	6,49	84,1	0,5	1,51	30	0,5	0,09	0,50	0,85	0,26	0,11	13,00	8,2	27,3	8,02	6300	60,3	99,3	767,7	32,4	1365,0	193,2	141,8	11,8	55,9	34,7
RCS		avr-10	8,02	100,6	0,5	3,44	30	0,5	0,05	0,05	1,39	0,15	0,08	18,4	18,6	26,8	8,10	650	40,5	15,3	43,0	3,3	72,2	12,3	173,0	14,4	16,4	39,8
RCS	PLB	avr-10	7,46	91,2	4,0	0,70	11,9	1,0	0,23	0,09	4,47	0,03	0,03	7,8	5,6	25,7	7,50	157	11,1	5,4	14,4	1,7	21,3	4,6	52,9	4,3	5,0	21,2
RCS		oct-10	7,33	95,0	5,0	1,77	16	0,8	0,02	0,05	4,70	0,05	0,05	44,4	27,5	27,3	7,40	136	9,2	4,4	12,0	1,5	18,0	4,1	42,5	3,5	4,1	22,7
RCS		mars-11	7,33	89,1	0,5	6,89	30	0,5	0,05	0,50	4,10	0,05	0,05	4,3	3,4	25,3	7,66	184	9,1	4,4	11,5	1,4	17,2	4,1	41,7	3,5	4,1	22,0

Réseau	Code station	Date	Oxygène dissous	Taux de saturation	DBO ₅	COD	DCO	NKJ	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Prot	MES	Turbidité	Température	pH	Conductivité	Calcium	Magnésium	Sodium	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	TAC	TH	SI	
RCS	PPP	mars-11	7,67	99,1	0,9		20	0,5	0,06	0,11	4,50	0,19	0,09	49,00	33,0	29,0	8,33	442	19,0	6,3	19,6	5,2	33,1	9,8	66,1	5,4	6,8	26,7	
RCS	PRB	avr-10	6,67	87,5	4,0	1,68	20,4	1,0	0,05	0,01	2,28	0,02	0,08	94,3	56,3	29,5	7,72	331	18,7	7,9	22,0	2,1	31,7	6,1	113,5	9,3	7,8	31,2	
RCS		oct-10																											
RCS		mars-11	7,78	96,8	0,5	1,35	30	0,5	0,05	0,50	3,74	0,05	0,05	7,8	6,4	26,5	8,01	341	21,8	8,7	24,2	2,5	34,6	9,7	96,1	8,0	9,0	34,4	
RCS	ROS	avr-10	7,41	96,0	3,0	1,15	30	1,0	0,04	0,03	8,15	1,23	0,38	7,8	2,1	29,0	8,11	240	17,3	5,8	15,1	5,0	18,3	7,8	74,1	6,1	6,7	58,2	
RCS		oct-10	7,11	95,2	2,0	1,41	30	0,4	0,03	0,05	7,48	0,15	0,07	21,9	9,8	27,1	8,17	221	14,2	4,6	12,9	2,1	15,1	5,1	65,5	5,5	5,5	59,5	
RCS		mars-11	8,24	102,7	0,5	11,96	30	0,5	0,05	0,50	9,02	0,38	0,16	17,8	2,2	26,6	8,50	240	15,6	5,0	13,8	6,2	16,7	7,1	71,0	5,9	6,0	61,0	
GEOCH	ABS	avr-10	7,85	93,1	0,5		20	1,0	0,05	0,02	1,00	0,06	0,02	17	2,3	24,0	7,48	114	8,0	2,7	11,0	1,7	12,8	2,4	43,8	3,6	3,1	31,3	
GEOCH		oct-10	5,22	65,9	0,6		20	1,0	0,05	0,02	1,00	0,10	0,02	16	4,2	24,1	8,02	117	8,2	3,3	10,3	1,1	10,4	2,6	48,8	4,0	3,5	33,8	
GEOCH		mars-11	8,65	99,6	1,1		20	0,5	0,05	0,02	1,00	0,10	0,03	31,00	2,9	22,3	7,84	134	9,5	3,3	9,8	1,1	10,2	2,4	50,1	4,1	3,4	18,5	
GEOCH	BLA	avr-10	8,54	98,5	0,5		20	1,0	0,05	0,02	1,00	0,05	0,02	4,6	2,3	22,6	7,76	108	8,2	3,2	7,6	0,7	8,0	1,7	49,1	4,0	3,4	29,6	
GEOCH		oct-10	5,92	72,6	0,7		20	1,0	0,05	0,02	1,00	0,06	0,02	5,6	0,9	22,1	8,05	107	8,0	3,4	7,9	0,7	8,1	2,9	49,5	4,1	3,4	27,7	
GEOCH		mars-11	8,13	92,0	0,7		20	0,5	0,05	0,02	1,00	0,07	0,02	7,4	3,4	21,4	8,16	128	8,2	3,6	8,0	0,7	8,1	1,6	48,0	4,0	3,3	21,1	
GEOCH	CAD	avr-10	8,03	93,0	0,8		20	1,0	0,05	0,02	1,80	0,08	0,03	4,4	2,0	22,4	7,60	87	7,0	1,7	8,3	0,9	8,4	6,5	29,8	2,5	2,2	24,8	
GEOCH		oct-10	7,65	95,2	0,5		20	1,0	0,05	0,02	0,10	0,05	0,02	8,6	1,7	22,2	7,65	88	6,5	1,6	8,3	0,9	7,9	6,0	30,4	2,5	2,4	25,4	
GEOCH	COC	avr-10	8,23	98,6	0,7		20	1,0	0,05	0,02	1,30	0,08	0,04	11	4,3	25,6	7,48	168	11,0	3,5	12,7	1,5	15,1	4,4	55,4	4,6	4,3	36,0	
GEOCH		oct-10																											
GEOCH		mars-11	8,29	96,6	1,4		20	0,5	0,05	0,02	1,00	0,10	0,03	20,00	13,0	22,9	8,05	213	14,0	4,9	16,9	1,5	19,9	4,2	71,6	5,9	5,4	29,4	
GEOCH	MAP	mars-11	5,84	73,6	0,5		20	0,5	0,05	0,02	2,30	0,13	0,07	70,00	90,0	27,2	7,47	1790	81,0	37,8	110,0	3,4	320,0	22,9	182,0	15,0	36,4	30,2	
GEOCH	PAQ	avr-10	4,83	62,4	0,6		53	1,0	0,05	0,02	1,00	0,07	0,08	181	54,0	28,6	7,63	4230	274,0	148,0	430,0	5,8	1065,0	52,0	218,0	17,9	126,4	33,9	
GEOCH		oct-10	3,64	46,0	0,7		23	1,0	0,05	0,02	1,20	0,07	0,06	100	57,0	25,9	7,77	2933	178,0	114,0	290,0	6,1	959,0	26,0	177,0	14,6	89,3	25,7	
GEOCH		mars-11	3,13	39,1	4,3		383	0,5	0,05	0,02	1,00	0,14	0,06	132,00	60,0	25,7	7,65	5460	251,0	136,0	361,0	4,9	1324,0	49,0	210,0	17,3	125,0	25,6	
GEOCH	PRO	mars-11	8,16	95,4	0,5		20	0,5	0,05	0,02	1,00	0,07	0,02	6,4	7,1	23,1	7,59	109	5,9	1,7	6,2	0,6	7,1	4,8	28,3	2,4	2,1	24,7	
GEOCH	ROX	mars-11	9,18	105,4	0,5		20	0,5	0,05	0,02	2,70	0,10	0,02	52,00	9,2	22,2	8,01	113	9,5	2,6	10,5	2,4	9,6	6,1	0,1	3,7	3,5	45,0	
PEST	BPB	avr-10	8,18	104,0	0,5		20	1,0	0,05	0,02	13,10	0,20	0,06	59	4,3	27,7	7,58	182	13,0	4,8	14,2	2,9	14,5	10,5	53,3	4,4	5,0	45,8	
PEST		oct-10	4,46	55,8	0,7		20	1,0	0,05	0,02	10,80	0,16	0,07	55	8,3	26,0	8,01	156	12,0	4,1	12,8	2,9	12,3	9,3	47,3	3,9	4,4	32,5	
PEST		mars-11	8,44	106,8	0,7		20	0,5	0,05	0,02	12,70	0,22	0,06	52,00	5,6	27,4	8,13	224	14,0	4,5	13,9	2,9	13,8	10,3	58,1	4,8	5,3	41,0	
PEST	BPBam	mars-11	8,40	98,9	0,5		20	0,5	0,05	0,02	9,40	0,16	0,04	24,00	4,7	23,5	7,85	186	11,0	3,8	12,3	2,5	11,0	8,5	50,5	4,2	4,2	20,3	
PEST	CAM	avr-10	8,40	104,0	0,7		20	1,0	0,05	0,02	1,00	0,04	0,02	4,8	2,2	26,9	7,39	115	8,0	2,9	8,0	1,4	8,3	10,6	33,0	2,7	3,2	25,6	

Réseau	Code station	Date	Oxygène dissous	Taux de saturation	DBO ₅	COD	DCO	NKJ	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Ptot	MES	Turbidité	Température	pH	Conductivité	Calcium	Magnésium	Sodium	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	TAC	TH	SI	
PEST		oct-10	5,65	71,5	0,6		20	1,0	0,05	0,02	1,50	0,03	0,03	15	4,1	25,1	7,60	113	8,1	2,7	7,2	1,4	8,2	7,9	33,5	2,8	3,1	17,5	
PEST		mars-11	8,14	98,8	1,2		20	0,5	0,05	0,02	1,80	0,04	0,02	20,00	3,9	25,2	7,58	122	8,8	3,0	7,6	1,3	8,9	8,1	38,0	3,1	3,5	13,9	
PEST	COF	mars-11	5,71	70,8	0,5		20	0,5	0,05	0,27	4,80	0,14	0,07	16,00	17,0	25,8	7,46	408	22,0	9,7	21,7	2,6	39,8	8,8	104,0	8,6	9,3	13,6	
PEST	DCS	avr-10	5,48	69,5	1,3		160	1,0	0,14	0,06	1,10	0,30	0,14	24	8,1	27,5	7,49	511	170,0	407,0	2585,0	106,0	5470,0	737,0	173,0	14,2	210,0	22,0	
PEST		oct-10	3,69	46,9	0,9		38	1,3	0,48	0,58	5,30	0,38	0,17	47	24,0	27,6	7,86	541	44,0	52,6	472,0	23,3	779,0	149,0	154,0	12,6	45,1	25,4	
PEST		mars-11	9,37	117,0	0,7		20	1,0	0,52	0,19	7,10	0,26	0,12	87,00	54,0	26,5	8,25	687	45,0	21,7	175,0	11,2	309,0	22,5	137,0	11,2	20,2	20,9	
PEST	POR	avr-10	8,01	101,6	0,5		20	1,0	0,05	0,02	10,30	0,20	0,07	10	4,0	27,6	7,90	171	11,0	4,4	13,8	3,1	12,4	7,8	52,5	4,4	4,4	47,0	
PEST		oct-10	4,72	59,2	0,5		20	1,0	0,05	0,02	7,20	0,14	0,06	46	6,4	26,0	8,11	142	9,1	3,5	11,3	2,6	10,7	5,9	43,4	3,6	3,6	27,6	
PEST		mars-11	8,08	96,8	0,5		20	0,5	0,05	0,02	10,10	0,21	0,07	39,00	8,1	7,8	7,79	213	14,0	4,5	13,2	2,9	12,9	8,1	54,7	4,6	4,8	45,0	
PEST	ROR	avr-10	7,64	94,4	0,5		20	1,0	0,05	0,02	3,70	0,07	0,02	8,4	3,1	26,2	7,18	147	10,0	3,7	9,6	1,6	10,9	7,3	38,1	3,3	3,8	33,0	
PEST		oct-10																											
PEST		mars-11	7,83	96,4	0,6		20	0,5	0,05	0,02	6,40	0,05	0,03	28,00	5,1	25,9	7,76	188	11,0	3,8	10,2	1,6	12,3	7,0	44,1	3,6	4,1	27,5	
PEST	SIF	avr-10	5,55	75,7	0,5		20	1,0	0,05	0,02	1,00	0,16	0,06	45	18,0	31,8	7,55	619	25,0	16,4	46,2	3,0	77,0	18,0	141,0	11,6	13,5	33,5	
PEST		oct-10	8,91	52,7	0,5		20	1,0	0,05	0,02	3,00	0,17	0,09	48	18,0	30,0	7,88	491	16,0	13,3	38,3	3,6	60,0	16,9	95,7	8,3	9,5	24,9	
PEST		mars-11	6,91	88,4	1,7		20	0,5	0,05	0,02	1,10	0,17	0,06	56,00	15,0	27,9	7,86	687	31,0	16,3	46,3	3,4	80,0	20,6	129,0	10,6	14,3	20,8	
STEP	CAS	avr-10	8,26	103,8	0,5		20	1,0	0,08	0,02	1,00	0,11	0,04	26	8,1	27,2	7,85	147	13,0	3,7	10,0	1,3	9,4	10,2	57,0	4,7	4,9	31,2	
STEP		oct-10																											
STEP		mars-11	7,87	97,8	0,7		20	1,9	2,00	0,58	1,30	0,87	0,30	17,00	3,6	26,6	8,40	176	12,0	4,2	14,4	2,0	15,0	7,4	64,2	5,3	4,8	22,7	
STEP	FHS	avr-10	1,36	19,8	1,8		57	12,6	16,00	0,36	1,00	3,40	1,60	29	16,0	29,0	7,15	5600	88,0	72,1	488,0	26,1	1055,0	156,0	242,0	19,9	51,5	27,4	
STEP		oct-10	0,58	7,1	1,7		40	7,3	8,00	0,29	1,00	0,33	0,67	51	16,0	29,5	7,18	2748	37,0	32,4	250,0	15,5	447,0	58,0	175,0	14,4	23,0	21,4	
STEP		mars-11	0,58	7,2	0,8		69	29,9	38,00	0,15	0,10	2,50	1,30	41,00	35,0	27,4	7,07	2090	68,0	72,1	606,0	33,6	1099,0	170,0	302,0	24,8	44,6	19,4	
STEP	FLS	avr-10	4,23	55,5	1,1		20	1,0	0,05	0,02	3,30	0,05	0,02	5,8	2,5	29,7	7,20	529	6,7	3,0	10,8	1,1	13,1	6,9	24,6	2,5	2,8	20,3	
STEP		oct-10	4,29	57,4	0,7		20	1,0	0,05	0,03	4,10	0,28	0,09	22	8,9	28,1	7,77	2454	21,0	16,0	81,8	5,4	146,0	23,0	101,0	8,3	12,3	34,2	
STEP		mars-11	7,23	92,8	0,7		20	2,9	3,40	0,83	4,10	2,10	0,73	42,00	4,6	28,2	7,61	649	31,0	21,9	95,9	9,2	138,0	22,9	195,0	16,0	16,0	24,9	
STEP	GCS	avr-10	4,00	52,0	3,2		72	5,4	0,64	12,00	25,50	7,30	2,70	62	20,0	29,0	7,55	1710	232,0	88,2	203,0	13,6	759,0	107,0	264,0	21,7	98,0	34,3	
STEP		oct-10	0,00	0,0	1,4		43	1,8	0,75	5,00	10,10	1,90	0,67	29	6,2	28,2	7,42	2136	169,0	89,1	171,0	8,4	643,0	64,0	188,0	15,5	78,4	23,2	
STEP		mars-11	2,75	34,6	9,0		29	6,3	7,30	3,10	14,60	5,00	1,70	32,00	7,7	34,6	7,33	2840	174,0	91,1	213,0	10,6	690,0	88,0	273,0	22,4	79,5	21,3	
STEP	GCSav	mars-11	7,14	90,8	1,3		38	1,2	0,09	0,07	6,30	0,48	0,21	106,00	66,0	27,3	8,13	730	15,0	6,4	22,0	2,4	44,5	11,0	75,5	6,3	7,2	19,8	
STEP	LTS	avr-10	7,93	98,5	0,5		20	1,0	0,17	0,46	9,00	0,07	0,03	14	6,5	26,6	7,29	145	10,0	4,4	14,2	1,6	15,7	10,1	42,7	3,5	3,8	18,9	

Réseau	Code station	Date	Oxygène dissous	Taux de saturation	DBO ₅	COD	DCO	NKJ	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Ptot	MES	Turbidité	Température	pH	Conductivité	Calcium	Magnésium	Sodium	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	TAC	TH	SI	
STEP		oct-10	5,80	73,7	0,7		20	1,0	0,15	0,42	6,60	0,05	0,02	5	6,9	26,4	7,55	161	9,3	4,3	11,9	1,1	13,7	9,1	43,3	3,6	4,1	15,1	
DOM	DES	avr-10	6,68	83,5	0,7		20	1,0	0,05	0,02	1,00	0,23	0,12	65	18,0	26,8	7,65	431	28,0	12,5	35,1	2,0	54,0	12,4	125,0	10,2	11,5	35,1	
DOM		oct-10	3,60	46,4	0,6		20	1,0	0,06	0,02	3,50	0,29	0,11	50	16,0	27,4	8,06	370	22,0	11,4	31,7	3,3	49,1	14,2	106,0	8,7	10,1	24,6	
DOM		mars-11	7,32	91,3	0,6		20	0,5	0,05	0,02	2,70	0,26	0,10	68,00	23,0	26,5	8,32	513	26,0	12,9	34,9	2,9	57,0	14,7	122,0	10,0	13,2	18,3	
DOM	MAV	mars-11	7,23	91,4	0,5		20	0,5	0,05	0,02	2,30	0,10	0,03	11,00	8,1	27,5	7,73	466	23,0	14,0	31,4	3,1	94,0	6,4	51,9	4,3	10,8	27,1	
DOM	PPB	mars-11	8,05	97,6	0,6		22	0,5	0,05	0,02	3,60	0,12	0,07	98,00	52,0	25,3	8,14	359	11,0	4,3	16,0	2,7	23,9	7,9	45,0	3,7	4,4	18,3	
DOM	SJF	avr-10	7,82	97,8	0,6		20	1,0	0,05	0,02	2,50	0,07	0,03	7,6	3,2	27,1	7,38	123	6,5	3,6	11,2	1,2	17,0	3,5	39,5	3,3	3,3	25,0	
DOM		oct-10	5,94	74,0	0,7		20	1,0	0,05	0,02	5,30	0,07	0,03	10	2,5	25,9	7,80	142	7,5	3,8	12,1	1,5	16,8	3,7	36,6	3,0	3,4	24,4	
DOM		mars-11	8,38	102,6	0,5		20	0,5	0,05	0,02	4,20	0,07	0,03	14,00	8,0	25,2	7,87	157	7,7	1,9	11,3	1,5	16,1	3,6	37,1	3,1	2,7	18,7	
INDUS	CAP	avr-10	8,47	108,3	0,5		20	1,0	0,05	0,02	3,90	0,08	0,02	23	3,4	28,3	8,32	137	10,0	3,3	9,0	1,8	9,8	7,8	42,9	3,5	3,7	35,1	
INDUS		oct-10																											
INDUS		mars-11	8,17	98,0	1,0		20	0,5	0,05	0,02	4,40	0,09	0,03	6,4	2,4	24,8	7,87	170	11,0	3,4	9,4	1,8	10,0	7,2	41,7	3,6	3,7	29,9	
INDUS	DCA	avr-10	1,52	19,5	0,8		26	1,0	0,55	0,07	1,00	0,05	0,05	19	6,9	28,2	7,32	466	24,0	16,9	46,8	4,2	74,0	1,3	158,0	13,0	12,8	23,1	
INDUS		oct-10	1,54	19,4	0,6		20	1,4	0,77	0,24	1,60	0,07	0,05	25	19,0	26,4	7,34	429	14,0	14,9	43,0	4,9	65,0	8,1	106,0	8,7	9,5	21,3	
INDUS	FRP	avr-10	7,63	93,1	0,5		20	1,0	0,05	0,02	1,80	0,04	0,02	7,8	3,2	25,5	7,13	80	5,5	2,3	6,9	1,0	8,1	2,5	27,0	2,4	2,2	25,7	
INDUS		oct-10	5,86	73,8	1,5		20	1,1	0,05	0,02	1,60	0,22	0,10	30	10,0	24,4	7,81	82	4,3	1,8	4,9	1,6	6,6	2,3	23,7	2,0	1,9	12,1	
INDUS		mars-11	8,07	95,3	0,6		20	0,5	0,05	0,02	2,00	0,06	0,02	14,00	2,7	23,6	7,80	93	5,6	2,4	6,5	0,9	7,8	1,9	32,7	2,7	2,4	19,0	
INDUS	GAS	avr-10	7,96	102,7	0,6		27	1,8	0,77	0,39	3,00	2,10	0,71	73	6,0	28,6	7,79	110	21,0	11,6	40,9	5,7	53,0	12,6	135,0	11,1	9,7	35,6	
INDUS		oct-10	6,63	82,0	0,5		20	1,0	0,05	0,02	4,10	0,04	0,02	8,8	3,5	25,2	7,75	88	7,0	3,1	8,9	1,2	12,8	3,6	32,2	2,7	3,1	18,0	
INDUS		mars-11	8,48	102,6	1,0		20	0,5	0,05	0,02	4,20	0,06	0,02	12,00	3,4	25,0	8,10	132	6,6	1,8	8,3	1,2	12,2	3,6	30,0	2,5	2,3	16,7	
INDUS	PPM	avr-10	5,79	78,4	1,8		20	1,0	0,06	0,02	1,00	0,14	0,01	33	12,0	31,4	7,25	334	22,0	9,7	25,8	4,7	48,0	6,0	109,0	9,0	9,8	25,5	
INDUS		oct-10	5,82	72,6	110,0		201	1,1	0,17	0,22	4,60	0,62	0,21	26	14,0	25,5	7,84	329	16,0	9,3	24,5	9,5	42,2	7,7	86,9	7,1	7,7	22,4	
INDUS		mars-11	3,68	46,6	0,6		33	0,5	0,05	0,14	1,00	0,23	0,12	47,00	16,0	29,3	7,64	457	23,0	10,8	26,2	5,9	50,0	9,8	98,0	8,1	9,6	22,0	
INDUS	PRBav	mars-11	7,75	94,5	0,5		20	0,5	0,05	0,02	2,90	0,08	0,03	30,00	21,0	25,3	7,98	366	17,0	8,8	18,3	1,8	27,2	7,3	84,0	6,9	7,6	24,9	
INDUS	ROD	avr-10	8,45	104,0	3,5		23	1,0	0,05	0,03	8,40	1,10	0,38	45	6,3	26,3	8,12	206	13,0	5,5	15,6	13,4	21,1	10,1	53,6	5,3	5,5	57,1	
INDUS		oct-10																											
INDUS		mars-11	8,27	100,5	0,5		20	0,5	0,06	0,03	9,70	0,80	0,26	54,00	6,5	25,1	8,60	242	12,0	5,3	14,4	11,2	18,8	9,1	72,7	6,0	5,7	27,3	
INDUS	LOT	avr-10	7,26	94,8	0,6		20	1,0	0,05	0,02	2,00	0,12	0,09	52	20,0	29,3	7,29	175	10,0	4,4	15,4	2,1	18,6	5,9	49,1	4,0	4,2	23,1	

Réseau	Code station	Date	Oxygène dissous	Taux de saturation	DBO ₅	COD	DCO	NKJ	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Ptot	MES	Turbidité	Température	pH	Conductivité	Calcium	Magnésium	Sodium	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	TAC	TH	SI		
INDUS	TRD	oct-10	4,55	58,5	0,7		20	1,0	0,05	0,02	3,60	0,06	0,02	8,4	10,0	27,4	7,62	169	10,0	4,6	15,2	1,7	19,5	5,8	49,2	4,1	4,3	21,8		
INDUS		mars-11	8,58	103,7	0,5		20	0,5	0,05	0,02	3,20	0,08	0,04	19,00	6,7	29,8	7,90	230	8,7	4,8	16,0	1,9	20,8	5,5	51,3	4,2	4,2	17,3		
INDUS		avr-10	7,20	90,1	4,6		20	1,0	0,05	0,03	1,00	0,03	0,02	53	2,6	26,9	7,04	106	6,2	2,9	10,8	1,3	13,2	4,3	36,3	3,0	2,8	15,2		
INDUS		oct-10																												
INDUS		mars-11	6,76	83,2	0,5		20	0,5	0,05	0,02	2,90	0,03	0,02	289,00	86,0	25,9	7,35	134	6,0	2,4	9,7	1,1	12,2	4,1	30,4	2,5	2,4	13,3		

ANNEXE 2.

Tableau 19. Résultats des tests de comparaison des distributions des valeurs des variables physico-chimiques et des variables d'occupation des sols entre les stations LIRRs (Impaired River Reaches, n=14) et IRRs (Impaired River Reaches, n=47) (Tests de Kolmogorov-Smirnov, $\alpha=0.05$).

Variables	Tests de Kolmogorov-Smirnov	
	D	P-value
Oxygène dissous	0.4818	0.0134
DBO ₅	0.2599	0.4600
Ammonium	0.2128	0.7132
Nitrites	0.4316	0.0359
Nitrates	0.5517	0.0028
Orthophosphates	0.4240	0.0414
Phosphore total	0.4179	0.0462
Matières en suspension	0.4377	0.0321
pH	0.2036	0.7623
Conductivité	0.5745	0.0016
Bicarbonates	0.5030	0.0085
Calcium	0.4681	0.0177
Magnésium	0.6094	0.0007
Sodium	0.5805	0.0014
Potassium	0.5805	0.0014
Chlorures	0.6869	<0.0001
Sulfates	0.3951	0.0689
TAC	0.4818	0.0134
Silice	0.1474	0.9732
% Forêt	0,6495	<0.0001
% Terres agricoles	0.5944	0.0003
% Terres urbanisées	0.3578	0.0803

ANNEXE 3.

Tableau 20. Valeurs moyennes (Moy.), minimales (Min.) et maximales (Max.) des paramètres physico-chimiques et des variables d'occupation du sol pour le groupe de station de références (LIRRS, 'Least Impaired River Reaches') et le groupe de station impactées (IRRS, 'Impaired River Reaches') pour la campagne de carême 2011, toutes éco-régions confondues.

Paramètre	LIRRS			IRRS		
	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.
Oxygène (mg/L)	8.41	7.66	9.18	7.46	0.58	9.60
DBO ₅ (mg/L)	0.62	0.50	1.40	1.31	0.50	9.00
Ammonium (mg/L)	0.05	0.05	0.05	1.14	0.05	38.00
Nitrites (mg/L)	0.09	0.02	0.50	0.29	0.02	3.10
Nitrates (mg/L)	1.54	0.30	9.40	3.56	0.10	14.60
Orthophosphates (mg/L)	0.07	0.05	0.16	0.36	0.03	5.00
Phosphore total (mg/L)	0.04	0.02	0.08	0.15	0.02	1.70
Matières en suspension (mg/L)	10.24	1.10	52.00	34.80	2.00	289.00
Température (°C)	23.04	21.40	27.61	25.90	7.79	34.60
pH	7.98	7.59	8.37	7.95	7.07	8.90
Conductivité (µS/cm)	127.86	56.00	213.00	541.06	93.00	5460.00
Calcium (mg/L)	9.05	2.16	14.00	28.56	5.60	251.00
Magnésium (mg/L)	2.86	1.31	4.90	14.04	1.80	136.00
Sodium (mg/L)	8.99	5.43	16.90	50.66	6.50	606.00
Potassium (mg/L)	1.10	0.38	2.50	3.77	0.69	33.60
Chlorures (mg/L)	9.83	7.10	19.90	111.16	7.80	1324.00
Sulfates (mg/L)	7.08	1.60	37.00	14.64	1.90	170.00
Bicarbonates (mg/L)	37.24	0.10	71.60	91.33	30.00	302.00
TAC (°F)	3.35	1.01	5.85	7.54	2.45	24.75
Si	26.77	12.62	45.00	27.88	13.30	60.97
% Forêt	87.1	10.0	100.0	35.3	0.0	100.0
% Terres urbanisées	2.4	0.0	40.6	10.2	0.0	99.0
% Terres agricoles	9.9	0.0	90.0	50.3	0.0	100.0

ANNEXE 4.

Tableau 21. Valeurs moyennes (Moy.), minimales (Min.) et maximales (Max.) pour chacune des sous-écorégions (clusters 1 à 3) des paramètres physico-chimiques et des variables d'occupation du sol pour le groupe de station de références (LIRRS, 'Least Impaired River Reaches') et le groupe de station impactées (IRRS, 'Impaired River Reaches')(données de carême 2011).

Paramètre	Cluster 1			IRRS			Cluster 2			IRRS			Cluster 3			IRRS		
	LIRRS			IRRS			LIRRS			IRRS			LIRRS			IRRS		
	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.
Oxygène (mg/L)	8.3	7.7	8.8	8.4	8.1	8.7	8.5	8.2	9.2	8.2	6.8	9.6	8.7	8.4	9.3	6.6	0.6	9.4
DBO ₅ (mg/L)	0.7	0.5	1.4	0.9	0.6	1.1	0.6	0.5	0.9	1.2	0.5	7.0	2.2	0.5	7.0	1.5	0.5	9.0
Ammonium (mg/L)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	2.0	0.1	0.1	0.1	2.3	0.1	38.0
Nitrites (mg/L)	0.1	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.5	0.3	0.0	0.6	0.5	0.5	0.5	0.3	0.0	3.1
Nitrates (mg/L)	0.5	0.3	1.0	1.5	1.0	2.0	2.9	0.4	9.4	3.9	0.3	12.7	0.5	0.3	0.6	3.4	0.1	14.6
Orthophosphates (mg/L)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.0	0.9	0.1	0.1	0.1	0.6	0.1	5.0
Phosphore total (mg/L)	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.3	0.1	0.1	0.1	0.2	0.0	1.7
Matières en suspension (mg/L)	5.3	1.1	20.0	22.5	14.0	31.0	16.8	2.0	52.0	28.2	2.0	289.0	3.7	2.0	5.4	42.9	4.7	132.0
Température (°C)	22.3	21.4	24.3	23.0	22.3	23.6	24.0	22.2	27.6	24.8	7.8	27.9	24.4	21.9	25.9	27.3	24.9	34.6
pH	8.0	7.7	8.4	7.8	7.8	7.8	8.0	7.6	8.3	8.0	7.4	8.6	8.2	8.0	8.5	7.9	7.1	8.9
Conductivité (µS/cm)	118.9	56.0	213.0	113.5	93.0	134.0	139.8	109.0	186.0	201.3	112.0	687.0	173.8	112.0	264.0	935.1	156.0	5460.0
Calcium (mg/L)	8.4	2.2	14.0	7.6	5.6	9.5	9.9	5.9	13.1	11.7	6.0	31.0	12.2	9.2	13.9	48.1	8.7	251.0
Magnésium (mg/L)	2.8	1.3	4.9	2.9	2.4	3.3	2.9	1.7	4.1	4.3	1.8	16.3	3.8	2.7	5.4	25.3	4.3	136.0
Sodium (mg/L)	8.4	5.4	16.9	8.2	6.5	9.8	9.8	6.2	12.3	13.4	7.6	46.3	11.7	10.2	15.3	93.5	16.0	606.0
Potassium (mg/L)	0.8	0.4	1.5	1.0	0.9	1.1	1.6	0.6	2.5	2.3	0.7	11.2	1.5	1.1	1.8	5.6	1.6	33.6
Chlorures (mg/L)	9.7	7.2	19.9	9.0	7.8	10.2	10.1	7.1	12.9	17.2	8.9	80.0	11.9	9.0	17.3	218.7	20.8	1324.0
Sulfates (mg/L)	8.6	1.6	37.0	2.2	1.9	2.4	5.0	2.5	8.5	6.5	2.7	20.6	3.6	2.7	6.0	24.3	4.5	170.0
Bicarbonates (mg/L)	35.3	12.2	71.6	41.4	32.7	50.1	39.8	0.1	57.7	54.6	30.0	129.0	60.8	49.4	74.5	134.2	45.0	302.0
TAC (°F)	2.9	1.0	5.9	3.4	2.7	4.1	3.9	2.4	4.8	4.5	2.5	10.6	5.1	4.1	6.2	11.1	3.7	24.8
Si	22.3	12.6	30.0	18.8	18.5	19.0	32.7	20.3	45.0	30.2	13.3	61.0	39.6	34.0	47.7	26.3	13.6	39.8
% Forêt	90.1	52.3	100.0	96.5	93.4	99.5	81.0	10.0	100.0	34.2	0.0	100.0	88.6	59.2	100.0	31.0	0.0	100.0

% Terres urbanisées	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.9	0.0	99.0	10.1	0.0	40.6	7.2	0.0	40.6
% Terres agricoles	9.3	0.0	47.5	2.8	0.0	5.5	18.9	0.0	90.0	46.8	0.0	99.9	0.0	0.0	0.0	58.5	0.0	100.0

ANNEXE 5.

Tableau 22. Liste des métriques potentielles avec indication des phases de prélèvement prises en compte.

Métrique	Description	PHASE					
		A+B+C	A	B	C	A+B	B+C
Taxa_S	Richesse taxonomique (nombre de taxons)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Individuals_D	Abondance (nombre d'individus)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Dominance	Indice de dominance	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Simpson_1-D	Indice de dominance de Simpson	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Shannon_H	Indice de diversité de Shannon	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Evenness_eHS	Indice d'équité	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Brillouin	Indice de diversité de Brillouin	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Menhinick	Indice de diversité de Menhinick	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Margalef	Indice de diversité de Margalef	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Equitability_J	Indice d'Equité de Pielou	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Fisher_alpha	Indice de diversité de Fisher α	✓	✓	✓	✓	✓	✓
BergerParker	Indice de diversité de Berger-Parker	✓	✓	✓	✓	✓	✓
1-GOLD	1-Abondance relative des Gastéropodes+Oligochètes+Diptères	✓	✓	✓	✓	✓	✓
ColeopteraS	Richesse relative en Coléoptères (%S)	✓	✓		✓	✓	✓
CrustaceaS	Richesse relative en Crustacés (%S)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
DipteraS	Richesse relative en Diptères (%S)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
EphemeropteraS	Richesse relative en Ephéméroptères (%S)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
GastropodaS	Richesse relative en mollusques Gastéropodes (%S)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
HemipteraS	Richesse relative en Hémiptères (%S)	✓	✓			✓	
Nemertias	Richesse relative en Némertiens (%S)	✓	✓	✓		✓	✓
OdonataS	Richesse relative en Odonates (%S)	✓					
OligochaetaS	Richesse relative en Oligochètes (%S)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
TrichopteraS	Richesse relative en Trichoptères (%S)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
TurbellariaS	Richesse relative en Turbellariés (%S)	✓					✓
ColeopteraQ	Abondance relative en Coléoptères (%Q)	✓	✓		✓	✓	✓
CrustaceaQ	Abondance relative en Crustacés (%Q)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
DipteraQ	Abondance relative en Diptères (%Q)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
EphemeropteraQ	Abondance relative en Ephéméroptères (%Q)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
GastropodaQ	Abondance relative en mollusques Gastéropodes (%Q)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
HemipteraQ	Abondance relative en Hémiptères (%Q)	✓	✓			✓	
NemertiasQ	Abondance relative en Némertiens (%Q)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
OdonataQ	Abondance relative en Odonates (%Q)	✓					
OligochaetaQ	Abondance relative en Oligochètes (%Q)	✓	✓	✓		✓	✓
TrichopteraQ	Abondance relative en Trichoptères (%Q)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
TurbellariaQ	Abondance relative en Turbellariés (%Q)	✓			✓		✓
ETS	Richesse relative en Ephéméroptères+Trichoptères (%S)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
ETQ	Abondance relative en Ephéméroptères+Trichoptères (%Q)	✓	✓	✓	✓	✓	✓

Métrique	Description	PHASE					
		A+B+C	A	B	C	A+B	B+C
ETCS	Richesse relative en Ephéméroptères+Trichoptères+Coléoptères (%S)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
ETCQ	Abondance relative en Ephéméroptères+Trichoptères+Coléoptères (%Q)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
ETDipteraS	Rapport entre la richesse relative des Ephéméroptères+Trichoptères et celle des diptères	✓				✓	✓
ETDipteraQ	Rapport entre l'abondance relative des Ephéméroptères+Trichoptères et celle des diptères	✓				✓	✓
ET(Oligo+Diptera)Q	Rapport entre l'abondance relative des Ephéméroptères+Trichoptères et celles des oligochètes+diptères	✓	✓	✓	✓	✓	✓
IB971	Indice Biotique de la Guadeloupe	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Nfamilles	Nombre de familles	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Nfamily_ET	Nombre de familles d'Ephéméroptères+Trichoptères	✓	✓	✓	✓	✓	✓
ShannonFamily	Indice de Shannon calculé au niveau des familles	✓	✓	✓	✓	✓	✓
AbondanceRelativePredateurs	Abondance relative des taxons prédateurs (%Q)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
PredateursautresQ	Rapport entre l'abondance relative des prédateurs et celle des autres taxons (%Q)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
RichesseRelativePredateurs	Richesse relative des prédateurs (%S)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Predateursautres_S	Rapport entre l'abondance relative des prédateurs et celle des autres taxons (%S)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
tegument	Abondance relative des taxons ayant cette technique de respiration	✓					
branchie	Abondance relative des taxons ayant cette technique de respiration	✓					
plastron	Abondance relative des taxons ayant cette technique de respiration	✓					
spiracle	Abondance relative des taxons ayant cette technique de respiration	✓					
vol	Abondance relative des taxons ayant ce moyen de locomotion	✓					
NageurSurface	Abondance relative des taxons ayant ce moyen de locomotion	✓					
NageurPleineeau	Abondance relative des taxons ayant ce moyen de locomotion	✓					
Marcheur	Abondance relative des taxons ayant ce moyen de locomotion	✓					
fouisseur	Abondance relative des taxons ayant ce moyen de locomotion	✓					
interstitiel	Abondance relative des taxons ayant ce moyen de locomotion	✓					
fixeTemporaire	Abondance relative des taxons ayant ce moyen de locomotion	✓					
fixePermanent	Abondance relative des taxons ayant ce moyen de locomotion	✓					
microorganismes	Abondance relative des taxons ayant ce régime alimentaire	✓					
detritusinf1mm	Abondance relative des taxons ayant ce régime alimentaire	✓					
debrisVegetaux	Abondance relative des taxons ayant ce régime alimentaire	✓					
microphytes	Abondance relative des taxons ayant ce régime alimentaire	✓					
macrophytes	Abondance relative des taxons ayant ce régime alimentaire	✓					
debrisAnimauxSup1mm	Abondance relative des taxons ayant ce régime alimentaire	✓					
microinvertebres	Abondance relative des taxons ayant ce régime alimentaire	✓					

Métrique	Description	PHASE					
		A+B+C	A	B	C	A+B	B+C
macroinvertébrés	Abondance relative des taxons ayant ce régime alimentaire	✓					
vertébrés	Abondance relative des taxons ayant ce régime alimentaire	✓					
absorbeur	Abondance relative des taxons ayant ce comportement alimentaire	✓					
mangeurDeSédimentsFins	Abondance relative des taxons ayant ce comportement alimentaire	✓					
broyeur	Abondance relative des taxons ayant ce comportement alimentaire	✓					
racleur	Abondance relative des taxons ayant ce comportement alimentaire	✓					
filtreur	Abondance relative des taxons ayant ce comportement alimentaire	✓					
perceur	Abondance relative des taxons ayant ce comportement alimentaire	✓					
prédateur	Abondance relative des taxons ayant ce comportement alimentaire	✓					
parasite	Abondance relative des taxons ayant ce comportement alimentaire	✓					
BlocsPierresCaillouxGalets	Abondance relative des taxons vivant sur ce substrat	✓					
Graviers	Abondance relative des taxons vivant sur ce substrat	✓					
sable	Abondance relative des taxons vivant sur ce substrat	✓					
limon	Abondance relative des taxons vivant sur ce substrat	✓					
macrophytes	Abondance relative des taxons vivant sur ce substrat	✓					
microphytes	Abondance relative des taxons vivant sur ce substrat	✓					
BranchesRacines	Abondance relative des taxons vivant sur ce substrat	✓					
DébrisOrganiquesLitière	Abondance relative des taxons vivant sur ce substrat	✓					
vase	Abondance relative des taxons vivant sur ce substrat	✓					

ANNEXE 6. Sélection des métriques selon la méthode de Barbour (1999).

En prenant en compte la liste des 69 métriques ayant un fort pouvoir discriminant et une forte stabilité dans les conditions de référence (cf. § « sélection des métriques »), il est possible de sélectionner les métriques suivant la méthode décrite par Barbour (1999).

Selon cet auteur, l'indice final doit être composé de métriques issues de 4 catégories primaires de métriques : (1) les mesures de la richesse de l'assemblage, (2) les mesures de la composition, (3) les mesures de la tolérance des taxons par rapport aux perturbations, et (4) les mesures des stratégies trophiques/habitat des taxons (*Tableau 23*).

Tableau 23. Sélection des métriques selon Barbour et al., 1999 : Exemples de métriques potentielles pour chacune des 4 catégories de métriques (extrait du tableau original).

	Richness Measures	Composition Measures	Tolerance Measures	Trophic/Habit Measures
Benthic Macroinvertebrate	No. Total taxa	% EPT	No. Intolerant Taxa	No. Clinger taxa
	No. EPT taxa	% Ephemeroptera	% Tolerant Organisms	% Clingers
	No. Ephemeroptera taxa	% Chironomidae	Hilsenhoff Biotic Index (HBI)	% Filterers
	No. Plecoptera taxa		% Dominant Taxon	% Scrapers
	No. Trichoptera taxa			

Dans notre cas, une légère adaptation est nécessaire puisque nous ne disposons pas d'informations sur les tolérances des taxons. Nous avons remplacé ce critère par les indices composites (ex : Shannon). Nous considérons donc les 4 catégories suivantes :

- Les métriques relatives à la mesure de la richesse taxonomiques des communautés ;
- Les métriques relatives à la composition des communautés ;
- Les métriques composites ;
- Les métriques « Trait d'histoire de vie ».

Une fois les 69 métriques classées selon ces 4 catégories primaires, nous sélectionnons dans chaque catégorie la métrique qui a la plus forte efficacité de discrimination (DE) (*Tableau 24*).

Au final, nous avons un indice multi-métrique composé des 4 métriques suivantes :

- « ColeopteraS_AB » : richesse relative en coléoptères dans les phases A+B ;
- « ETCQ_BC » : abondance relative en Ephéméroptères, Trichoptères et coléoptères dans les phases B+C ;
- « BergerParker_BC » : l'indice de diversité de Berger-Parker calculé sur les phases B+C ;

- « BlocsPierresCaillouxGalets » : trait de preferendum d’habitat pour les substrats minéraux grossiers, calculé sur la totalité des prélèvements.

L’indice se calcule suivant la même équation que l’indice à 5 métriques construit dans le corps du rapport, à savoir :

$$\text{Indice} = \Sigma (\text{DE}_m \times \text{EQR}_m) / \Sigma \text{DE}_m \quad [4]$$

avec DE_m l’efficacité de discrimination de la métrique « m » et EQR_m la valeur d’EQR de la métrique « m ».

Tableau 24. Les 69 métriques candidates dont les 4 métriques finales (en gras) pour chacune des quatre catégories de métriques.

Métriques relatives à la richesse taxonomique	Métriques relatives à la composition	Métriques composites	Métriques "traits"
ColeopteraS_reach	GastropodaQ_reach	Menhinick_reach	Branchie
RichesseRelativePredateurs_reach	ETQ_reach	Margalef_reach	NageurSurface
Predateursautres_S_reach	ETCQ_reach	Dominance_B	NageurPleineeau
CrustaceaS_A	GOLD_B	Simpson_1.D_B	Fouisseur
Taxa_S_B	GastropodaQ_B	Shannon_H_B	FixeTemporaire
GastropodaS_B	ETQ_B	Menhinick_B	Detritusinf1mm
ColeopteraS_C	ETCQ_B	Equitability_J_B	DebrisVegetaux
GastropodaS_C	GOLD_C	BergerParker_B	Macrophytes
ColeopteraS_AB	GastropodaQ_C	IB971_B	DebrisAnimauxSup1mm
TrichopteraS_AB	ETQ_C	ShannonFamily_B	Predateur
ETCS_AB	ETCQ_C	Dominance_C	BlocsPierresCaillouxGalets
RichesseRelativePredateurs_AB	GastropodaQ_AB	Simpson_1.D_C	Macrophytes.1
Predateursautres_S_AB	GOLD_BC	Shannon_H_C	Vase
Taxa_S_BC	EphemeropteraQ_BC	Brillouin_C	
ColeopteraS_BC	GastropodaQ_BC	Dominance_BC	
TrichopteraS_BC	ETQ_BC	Simpson_1.D_BC	
ETCS_BC	ETCQ_BC	Shannon_H_BC	
RichesseRelativePredateurs_BC		Brillouin_BC	
Predateursautres_S_BC		Equitability_J_BC	
		BergerParker_BC	

Cet indice a une efficacité de discrimination (DE) égale à 1 en 2011, et un coefficient de variation dans les LIRRs égal à 0.14 (Figure 48). Les limites des classes de qualité écologique sont présentées dans le Tableau 25.

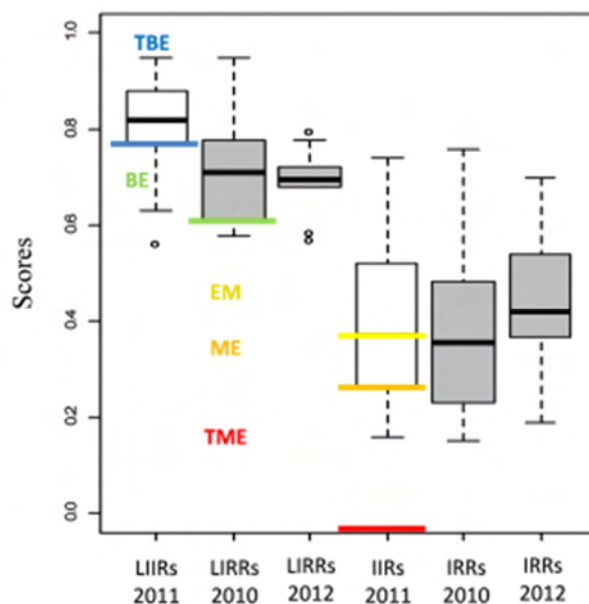


Figure 48. Distribution des valeurs de l'indice créé suivant la méthode de Barbour en conditions de références (IRR) et impactées (IRR) et limites des classes de qualité. Boîtes à moustaches blanches : jeu de données de carême 2011 qui a servi à la construction de l'indice ; boîtes à moustaches grises : jeux de données tests (carême 2010 et 2012) ; TBE : Très Bon Etat ; BE : Bon Etat ; EM : Etat Moyen ; ME : Mauvais Etat ; TME : Très Mauvais Etat.

Tableau 25. Limites des classes de qualité pour l'indice créé suivant la méthode de Barbour. TBE : Très Bon Etat ; BE : Bon Etat ; EM : Etat Moyen ; ME : Mauvais Etat ; TME : Très Mauvais Etat.

TME	ME	EM	BE	TBE
[0 ; 0.27 [[0.27 ; 0.37 [[0.37 ; 0.62 [[0.62 ; 0.77 [[0.77 ; 1]

ANNEXE 7.

Tableau 26. Efficacité de Discrimination (DE) moyenne et Coefficient de Variation (CV) dans les LIRRs moyen pour chacune des 69 métriques candidates, et résultats des régressions linéaires (critère de faible sélectivité des variables) pour la sélection des métriques.

NS : Non significatif ; * : singificatif ; ** : très significatif ; *** : hautement significatif ($\alpha=0.05$).

Métrique	DE	CV	Réponse aux variables :			Variables "qualité de l'eau"														Variables "dégradation de l'habitat"		
			"Qualité de l'eau"	"Dégradation de l'habitat"	Total	Oxygénation	DBO ₅	Ammonium	Nitrates	Phosphore total	Matière en suspension	pH	Conductivité	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	Silice	% Terres urbanisées	% Terres agricoles	% Forêts	
Menhinick_reach	0.65	0.21	5	1	6	NS	*	NS	*	*	**	NS	NS	**	NS	NS	NS	NS	**	NS	NS	
BergerParker_B	0.64	0.20	3	2	5	NS		NS	*	NS	***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	*	NS	**	
BergerParker_BC	0.75	0.23	11	3	14	**	**	*	*	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	*	*	*	
BlocsPierresCaillouxGalets	0.92	0.30	9	2	11	**	*	NS	NS	*	**	NS	***	***	***	**	***	NS	NS	**	*	
branche	0.64	0.14	0	1	1	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	
Brillouin_BC	0.69	0.22	11	2	13	***	*	*	**	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	*	NS	*	
Brillouin_C	0.66	0.21	9	2	11	**		NS	**	*	***	NS	***	***	***	**	NS	NS	NS	*	*	
ColeopteraS_AB	0.98	0.27	11	2	13	**		*	**	*	***	*	***	***	***	***	***	NS	NS	***	*	
ColeopteraS_BC	0.82	0.20	8	2	10	*		NS	NS	NS	*	**	**	NS	**	*	*	NS	***	***	***	
ColeopteraS_C	0.76	0.20	0	2	2	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***	**	
ColeopteraS_reach	0.81	0.30	11	2	13	**		NS	*	*	***	**	***	***	***	**	***	*	NS	***	**	
CrustaceaS_A	0.75	0.19	2	2	4	NS		NS	***	NS	NS	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	**	*	
debrisAnimauxSup1mm	0.79	0.11	1	3	4	NS		NS	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	***	***	
debrisVegetaux	0.65	0.20	0	2	2	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	**	
detritusinf1mm	0.62	0.21	1	2	3	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS	**	***	
Dominance_B	0.66	0.15	2	2	4	NS		NS	*	NS	***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS	**	
Dominance_BC	0.69	0.12	11	2	13	**	**	*	*	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	*	*	NS	

Métrique	DE	CV	Réponse aux variables :			Variables "qualité de l'eau"													Variables "dégradation de l'habitat"		
			"Qualité de l'eau"	"Dégradation de l'habitat"	Total	Oxygénation	DBO ₅	Ammonium	Nitrates	Phosphore total	Matière en suspension	pH	Conductivité	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	Silice	% Terres urbanisées	% Terres agricoles	% Forêts
Dominance_C	0.65	0.21	8	2	10	*		NS	**	NS	***	NS	***	**	***	**	**	NS	NS	*	*
EphemeropteraQ_BC	0.69	0.29	10	1	11	***		**	*	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	NS	**	NS
Equitability_J_B	0.61	0.19	1	1	2	NS		NS	NS	NS	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*
Equitability_J_BC	0.66	0.20	10	0	10	*	**	NS	*	*	***	NS	***	**	***	**	**	NS	NS	NS	NS
ETCQ_B	0.96	0.11	1	2	3	NS		NS	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	**	NS	***
ETCQ_BC	0.98	0.12	3	3	6	NS		NS	***	NS	*	NS	NS	*	NS	NS	NS	NS	***	*	***
ETCQ_C	0.72	0.17	1	3	4	NS		NS	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***	*	***
ETCQ_reach	0.67	0.30	0	2	2	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	**	NS	**
ETCS_AB	0.79	0.19	12	2	14	***	*	**	**	***	***	***	***	***	***	***	**	NS	*	*	NS
ETCS_BC	0.77	0.05	3	1	4	NS		NS	***	NS	*	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*
ETQ_B	0.87	0.09	1	2	3	NS		NS	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	**	NS	***
ETQ_BC	0.96	0.10	1	3	4	NS		NS	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***	*	***
ETQ_C	0.74	0.15	1	2	3	NS		NS	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***	NS	***
ETQ_reach	0.65	0.29	0	2	2	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	**	NS	**
fixeTemporaire	0.83	0.29	3	1	4	NS		NS	NS	NS	*	NS	*	NS	NS	NS	*	NS	NS	**	NS
fouisseur	0.75	0.05	0	1	1	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***
GastropodaQ_AB	0.66	0.07	0	1	1	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	**
GastropodaQ_B	0.80	0.01	0	2	2	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS	***
GastropodaQ_BC	0.83	0.01	0	2	2	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS	***
GastropodaQ_C	0.77	0.01	0	2	2	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS	***
GastropodaQ_reach	0.71	0.05	0	1	1	NS		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***
GastropodaS_B	0.62	0.18	9	0	9	*	***	NS	NS	**	*	NS	***	*	***	**	***	NS	NS	NS	NS
GastropodaS_C	0.62	0.07	1	2	3	NS		NS	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	**	NS	***

Métrique	DE	CV	Réponse aux variables :			Variables "qualité de l'eau"													Variables "dégradation de l'habitat"		
			"Qualité de l'eau"	"Dégradation de l'habitat"	Total	Oxygénation	DBO ₅	Ammonium	Nitrates	Phosphore total	Matière en suspension	pH	Conductivité	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	Silice	% Terres urbanisées	% Terres agricoles	% Forêts
GOLD_B	0.94	0.11	1	2	3	NS		NS	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	**	NS	**
GOLD_BC	0.96	0.14	3	3	6	NS		NS	**	NS	*	NS	NS	*	NS	NS	NS	NS	***	*	***
GOLD_C	0.69	0.17	2	3	5	NS		NS	*	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***	*	***
IB971_B	0.61	0.25	8	0	8	***		**	NS	**	***	NS	**	***	***	**	NS	NS	NS	NS	NS
macrophytes	0.75	0.22	4	2	6	NS		NS	NS	NS	*	NS	*	NS	*	NS	*	NS	NS	**	**
macrophytes.1	0.69	0.28	4	3	7	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS	***	NS	***	NS	**	NS	*	***	***
Margalef_reach	0.61	0.27	10	0	10	***		***	**	***	***	NS	***	***	***	***	**	NS	NS	NS	NS
Menhinick_B	0.60	0.25	10	0	10	***	*	*	NS	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	NS	NS	NS
NageurPleineEau	0.61	0.22	9	1	10	**		NS	NS	*	***	NS	***	**	***	***	**	*	NS	**	NS
NageurSurface	0.79	0.32	8	2	10	**		NS	NS	*	***	NS	***	***	***	**	**	NS	NS	***	**
predateur	0.61	0.32	2	2	4	NS		NS	*	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	*
Predateursautres_S_AB	0.71	0.08	10	1	11	***		***	NS	***	**	**	***	***	***	***	***	NS	NS	***	NS
Predateursautres_S_BC	0.62	0.11	11	1	12	***	*	***	NS	***	**	**	***	***	***	***	***	NS	NS	*	NS
Predateursautres_S_reach	0.64	0.19	10	1	11	***		***	NS	***	***	**	***	***	***	***	**	NS	NS	*	NS
RichesseRelativePredateurs_AB	0.74	0.10	10	1	11	***		**	NS	***	**	*	***	***	***	***	***	NS	NS	***	NS
RichesseRelativePredateurs_BC	0.63	0.14	11	1	12	***	*	**	NS	***	**	**	***	***	***	***	***	NS	NS	*	NS
RichesseRelativePredateurs_reach	0.65	0.21	10	1	11	***		**	NS	**	***	**	***	***	***	***	**	NS	NS	**	NS
Shannon_H_B	0.68	0.27	9	2	11	*	*	NS	*	*	***	NS	**	**	**	*	NS	NS	*	NS	*
Shannon_H_BC	0.72	0.24	11	2	13	**	**	*	**	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	*	NS	*
Shannon_H_C	0.65	0.22	9	2	11	**		NS	**	*	***	NS	***	***	***	***	**	NS	NS	*	*
ShannonFamily_B	0.61	0.22	10	0	10	***	*	***	NS	***	***	NS	***	***	***	***	***	NS	NS	NS	NS
Simpson_1.D_B	0.67	0.15	2	2	4	NS		NS	*	NS	***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS	**
Simpson_1.D_BC	0.69	0.12	11	2	13	**	**	*	*	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	*	*	NS

Métrique	DE	CV	Réponse aux variables :			Variables "qualité de l'eau"													Variables "dégradation de l'habitat"		
			"Qualité de l'eau"	"Dégradation de l'habitat"	Total	Oxygenation	DBO ₅	Ammonium	Nitrates	Phosphore total	Matière en suspension	pH	Conductivité	Potassium	Chlorures	Sulfates	Bicarbonates	Silice	% Terres urbanisées	% Terres agricoles	% Forêts
Simpson_1.D_C	0.66	0.21	8	2	10	*		NS	**	NS	***	NS	***	**	***	**	**	NS	NS	*	*
Taxa_S_B	0.61	0.27	11	1	12	***		*	*	**	***	*	***	***	***	***	***	NS	NS	*	NS
Taxa_S_BC	0.60	0.28	10	1	11	***		**	**	**	***	NS	***	***	***	***	***	NS	NS	*	NS
TrichopteraS_AB	0.83	0.16	8	3	11	NS	*	NS	***	NS	*	NS	**	**	*	*	**	NS	***	*	***
TrichopteraS_BC	0.74	0.25	8	3	11	NS		NS	*	*	**	NS	***	***	***	***	***	NS	**	*	**
vase	0.78	0.23	8	2	10	*		NS	NS	*	***	NS	***	***	***	**	**	NS	NS	**	**

ANNEXE 8.

Tableau 27. Valeurs de références et pires valeur pour chacune des métriques composites de l'IBMA-972 et pour chacune des sous-régions (clusters).

Métrique	Meilleure valeur			Pire valeur
	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Toutes les sous-régions
BlocsPierresCaillouxGalets_reach	0.9590	1.1808	1.1230	-3.0155
ETCS_AB	1.2739	1.1367	1.1529	-4.6947
EphemeropteraQ_BC	1.3718	1.1346	1.0204	-3.0184
RichesseRelativePredateurs_BC	-1.3008	-1.0094	-0.9416	6.7385
Shannon_H_BC	1.1123	1.0935	1.1615	-3.6025

ANNEXE 9. Article soumis à *Limnologica*.

Implementing the Water Framework Directive in overseas Europe: a multimetric index for river bioassessment in Caribbean islands

Heliott Touron-Poncet^{(1),(2),(3)*}, Caroline Bernadet^{(1),(2),(3)*}, Compin A. ^{(1),(2)}, Nicolas Bargier^{(3),(4)}, Régis Céréghino^{(1),(2)**}

(1) *Université de Toulouse, INP, UPS EcoLab (Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement), 118 Route de Narbonne, 31062 Toulouse, France*

(2) *CNRS, EcoLab, 31062 Toulouse, France*

(3) *Asconit Consultants Caraïbes, ZI Champigny, 97224 Ducos, Martinique, France*

(4) *Asconit Consultants, Parc Scientifique Tony Garnier 6-8 espace Henry Vallée, 69366 Lyon Cedex 07, France*

Short Title: A multimetric index for Caribbean rivers

*These authors contributed equally to this work

**Corresponding author: E-mail: regis.cereghino@univ-tlse3.fr

Phone: +33 561 558 436

ABSTRACT

Neotropical overseas regions of Europe have the same water policy objectives as the continental ones, but were overlooked during recent developments of bioassessment tools that fulfill the Water Framework Directive guidelines. We designed a macroinvertebrate-based multimetric index (IBMA) to assess ecological health in rivers of Martinique and Guadeloupe, two densely populated islands in the Lesser Antilles (Caribbean Sea). Invertebrates were sampled at 114 sites including reference and impacted river reaches following a normalized protocol. Among the 411 biological metrics (transformed into ecological quality ratios) calculated from our site-specific data (identification and enumeration of taxa), we selected metrics exhibiting the best trade-off between high discrimination efficiency, low specificity, low redundancy, and high stability under reference conditions. We finally retained seven metrics related to taxonomic diversity, species abundance, and preferences for some substratum types. Each metric was weighted by its discrimination efficiency. Using test data sets, we found that the IBMA was sensitive to the full range of disturbances in the area. Also, our index improved the detection of impairments, compared to the former practice by regional administrations. Finally, we suggest that the IBMA might prove relevant to neighboring islands in the biogeographic area.

Keywords: Macroinvertebrates, bioassessment, multimetric index, overseas regions, tropical river, Water Framework Directive

INTRODUCTION

Intended to protect all surface waters, Europe's Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC) has prompted the development of practical tools for the biological assessment of freshwater ecosystem health in Member States. A key aspect of WFD guidelines is that ecological health must be defined in terms of similarity to an undisturbed ("reference") state. The Reference Condition Approach (RCA, Bailey *et al.*, 2003) implies the characterization of biological communities (fish, invertebrates, diatoms, phytoplankton, plants) expected to occur where there is (almost) no anthropogenic disturbance (Chaves *et al.*, 2011). Recent examples of RCA-based works in continental Europe can be found in Gabriels *et al.* (2010) (Belgium), Delgado *et al.* (2010) (Spain), Kelly *et al.* (2012) (Ireland), and Mondy *et al.* (2012) (France). Europe's political boundaries extend far beyond its continental limits. As part of Europe, overseas regions are subjected to EU's water legislation too. In other words, overseas regions have the same water policy objectives as the continental ones, and must fulfill WFD's goals. However, these regions were overlooked during the development phase of methods that fulfill WFD's requirements. Biological metrics that are relevant to European rivers cannot be transposed to overseas regions, at least for two major reasons. Firstly, biogeographic differences in community diversity preclude the adaptation of current metrics. Entire indicator groups are absent from some biogeographic areas, e.g., stoneflies (a particularly sensitive group of taxa in Europe) are absent in the Lesser Antilles (Caribbean Sea), Macaronesia (Atlantic Ocean) and the Reunion (Indian Ocean), and are scarce in French Guiana (South-America) (Starmühlner, 1977; Stark, 2000; Hughes, 2005). Secondly, and perhaps more importantly, limited scientific effort has been directed at characterizing how rivers in overseas Europe differ in terms of biological communities, and how these communities respond to changes in abiotic conditions. As a consequence, tolerance to water pollution and Ecological Quality Ratios (ratios between observed biological parameters and the expected values under reference conditions (Anonymous, 2003)) could not be defined. In recent studies, Bernadet *et al.* (2013) and Tournon-Poncet *et al.* (2013) have established stream classifications for Martinique and Guadeloupe (French Lesser Antilles), based on river macroinvertebrate communities and physical-chemical data. Importantly, these studies allowed to characterize reference conditions for these two islands, thus providing background for the development of WFD-compliant biological indices. In the present study, we therefore take a step towards the implementation of the WFD in neotropical islands of Europe, by proposing a multimetric index based on river macroinvertebrate diversity.

Among potential biological assessment tools (Friberg *et al.*, 2011), multimetric indices are now commonly used (see rationale in Hering *et al.*, 2006). By combining different categories of metrics that effectively respond to different aspects of environmental conditions (e.g., taxonomic richness, abundance, biological and functional traits), a combination of relevant metrics is more efficient/reliable than single metrics to provide integrated assessments of ecosystem health (Barbour *et al.*, 1999). Since the first multimetric approach developed by Karr (1981) for fish communities, various indices have been designed on the basis of different biological communities. Benthic macroinvertebrates are certainly the most widely used group of organisms in water quality assessment to date (Bonada *et al.*, 2006).

Only recently have multimetric indices been established for continental streams in the neotropics (e.g. Moya *et al.*, 2011; Helson and Williams, 2013). Insular freshwater invertebrate assemblages are however distinct from their continental counterparts in that they are shaped by more complex biogeographical, historical and geomorphological factors (Boulton *et al.*, 2008). Caribbean islands in particular have naturally depauperate species pools that contain several endemic species (Bass, 2003a). In Martinique and Guadeloupe, freshwaters suffer from chemical-physical degradation due to human population growth on a cramped territory (400 000 and 404 000 inhabitants in 2009, 1100 and 1628 km² respectively,

INSEE, 2009). To date, in the absence of any relevant biological index, local administrations in charge of river surveys use the Shannon index (community entropy) as a surrogate index. In light of recent economic development and EU legislation, there is therefore a pressing need to set up and implement a multimetric index adapted to this geographic area.

Following instructions for consistency in methods imposed by national environmental agencies, we mostly followed the methodology established in metropolitan France by Mondy *et al.* (2012), with adaptations inherent to biogeographic differences in community diversity and fundamental knowledge of species/population ecology. In addition, because sites were subjected to multiple impacts, we could not test the index against different categories of pressures. Hence, we built a generalist index by selecting metrics which respond to a high number of pressures. We compared the efficiency of our new multimetric index (IBMA) to the Shannon index, and finally evaluated it on a test data set.

METHODS

Study area

Most islands in the Caribbean were formed by volcanic activity or sediment uplift. Martinique and Guadeloupe (Fig. 1) are two volcanic islands separated by a distance of 130 km. The islands are primarily covered by wet forest. Volcanoes' slopes are fairly steep and exhibit many fast flowing streams with rocky bottoms.

In Martinique (1128 km²), relief is mountainous in the north with the Mount Pelée (elevation = 1397 m a.s.l.) and Pitons du Carbet mountains, while the south of the island is characterized by plains and hills (maximum elevation = 507 m a.s.l.) covered by agricultural and urban lands. Running waters are mostly concentrated in the north where rainfall is higher. The Guadeloupe archipelago consists of two main islands separated by a narrow salty channel. The northern island, Grande-Terre (848 km²) is a low limestone plateau. Because it only has a single perennial river, this island was omitted in our study. The southern island, Basse-Terre (590 km²), is composed of a North–South volcanic range. The Soufrière culminates at 1467m a.s.l.

In the two islands, the climate is tropical moist and the annual rainfall ranges from <1000 mm on the littoral coast to >10 000 mm on volcanoes' slopes. There is a major reduction in rainfall between December and April (the dry season, or “Carême”). The mean annual air temperature is 27°C, and ranges from 24–31°C in summer to 20–29°C in winter. In mountain ranges however (500–1400 m a.s.l.), the mean annual temperature is around in 21–23°C.

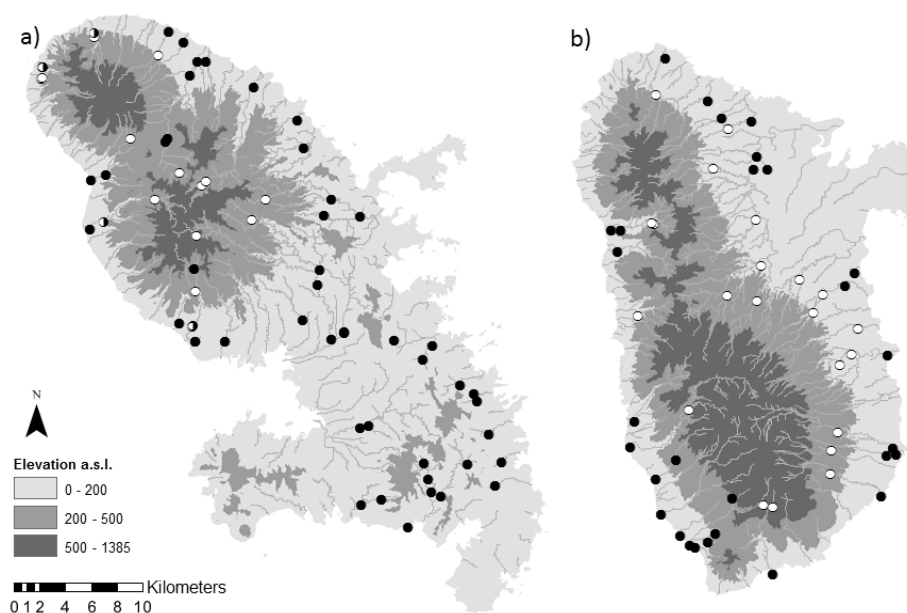


Fig. 1. Location of the sampling sites on the map of Martinique (a) and Guadeloupe (b). Open circles represent least impaired river reaches, black circles impaired river reaches and white and black circles represent lowland impaired river reaches which were considered as least impaired river reaches for the southern part of Martinique.

Field sampling and data collection

In March 2011 during low flow conditions, macroinvertebrate communities were sampled at 114 sites (62 sites in Martinique, 52 sites in Guadeloupe; Fig. 1) selected to cover the range of reference and human-impacted conditions. Therefore, these sites included Least Impaired River Reaches (LIRRs, sites belonging to the Reference Network defined by regional environmental agencies), as well as Impacted River Reaches (IRRs) representing either the average quality of the water body they belonged to (RCS National survey network), or complementary reaches representing a range disturbance types (wastewater treatment plants, agricultural, domestic and industrial runoffs). Further descriptions of LIRRs and IRRs are provided in the Stream types section. The ‘Multi-Habitat Sampling XP T 90-333’ normalized protocol (AFNOR, 2009) was applied. We took twelve sample units per site on pre-defined habitat types (e.g. boulders, pebbles, gravels, sand, litter), using a surber sampler (sampling area 0.05 m², mesh size 500 µm). Four sample units were taken from marginal habitats, i.e. from habitats with an individual share of less than 5% coverage (group A). Eight sample units were taken from major habitats (i.e. with an individual share of at least 5% coverage). Four of these samples were selected according to their hosting capacity (high biogenic potential, based on expert knowledge of invertebrate distribution over substratum types) (group B). The last four sample units were selected in proportion to their relative coverage within the sampling reach (group C), taking account those habitats already sampled in group B (AFNOR, 2009). All sample units were preserved with formalin (4% final concentration). In the laboratory, invertebrates were sorted, identified to species or genus (except for Polychaeta,

Oligochaeta, Nemertea, and Diptera; Appendix A), and counted. This data set was used as a 'development' data set. The same sampling protocol had been applied during low flow conditions on May 2010 at 50 sites in Martinique (included in the 62 sites sampled on 2011), and on March 2012 at 50 sites in Guadeloupe. These new data sets were used as 'test' data sets.

Metric set

We calculated 411 metrics. These metrics can be divided into 4 categories: (1) taxonomic richness-related metrics (the number of species in a particular taxon or a combination of taxa), (2) quantitative (number of individuals), (3) diversity indices combining (1) and (2), e.g., Fisher-Alpha index; and (4) bio-ecological traits (e.g., preference for a given substratum type). For each site, each metric was calculated on the basis of (i) all samples (samples groups A+B+C), (ii) group A, (iii) group B), (iv) group C, (v) groups B +C, and (vi) groups A+B. The bio-ecological traits were quantified at reach level only. Species traits are poorly documented in Caribbean invertebrates compared to the European ones (e.g., Usseglio-Polatera *et al.*, 2000) so we selected five traits which are well-known for the French lesser Antilles fauna (Chevenet *et al.*, 1994; Tomanova *et al.*, 2006).

Stream types, Least Impaired River Reaches (LIRRs) and Impaired River Reaches (IRRs)

Following the WFD requirements, biological metrics must be expressed in Ecological Quality Ratio (EQR), the ratios between observed and expected values under reference conditions for a given stream type. We defined the status of each site (LIRRs vs IRRs) based on National Survey networks and recent physical-chemical data, as well as biological typologies established by us (Bernadet *et al.*, 2013; Touron-Poncet *et al.*, 2013) (Fig. 1 ; Table 1). We identified LIRRs in each of the six sub-regions previously defined in Martinique and Guadeloupe (3 stream-types in each island). As reference conditions were lacking in Southern Martinique, LIRRs from the neighbouring sub-region were used for this sub-region (see Bernadet *et al.* 2013).

Table 1. Mean, minimum and maximum values of chemical and habitat degradation variables for Least Impaired River Reaches (LIRRs) and Impaired River Reaches (IRRs).

Variables	Least impaired river reaches Mean (Min Max)			Impaired river reaches Mean (Min Max)		
Dissolved oxygen (mg/l)	8.48	7.66	9.33	7.48	0.58	9.60
Biological oxygen demand (mg.L ⁻¹)	0.75	0.00	7.00	1.26	0.00	9.00
Kjeldahl nitrogen (mg.L ⁻¹)	0.35	0.00	0.50	1.29	0.00	29.90
Nitrate (mg.L ⁻¹)	0.91	0.00	9.40	3.19	0.00	14.60
Total phosphorus (mg.L ⁻¹)	0.04	0.02	0.05	0.15	0.02	1.70
Suspended matter (mg.L ⁻¹)	8.59	1.10	52.00	33.65	1.00	289.00
pH (U pH)	8.04	7.59	8.54	7.95	7.07	8.90
Conductivity (µS.cm ⁻¹)	147.72	56.00	574.00	456.09	81.00	5460.00
Potassium (mg.L ⁻¹)	1.18	0.38	2.50	3.65	0.69	33.60
Chloride (mg.L ⁻¹)	10.40	7.10	19.90	96.15	7.80	1324.00
Sulfate (mg.L ⁻¹)	6.38	1.60	37.00	17.95	1.90	170.00
Bicarbonate (mg.L ⁻¹)	41.64	0.10	74.50	90.61	30.00	302.00
Silice (mg/l SiO ₂)	29.82	12.62	47.70	27.89	13.30	60.97
% urbanised lands	1.1	0.0	40.6	9.1	0.0	99.0
% agricultural lands	6.4	0.0	90.0	47.7	0.0	100.0
% forest	88.1	10.0	100.0	30.6	0.0	100.0

SES normalization, reference and worst metric values

In order to compare metric values obtained from different stream types (sub-regions), observed metric values were transformed into normalized deviations from values in reference conditions (Standardized effect size (SES); equation [1] and Gotelli and McCabe, 2002) for a given stream type. SES values were calculated as follow:

$$SES = (\text{Metric}_{\text{obs}} - \text{mean}_{\text{ref}}) / \text{sd}_{\text{ref}} [1]$$

with ‘Metric_Obs’ the observed value of the metric, ‘mean_{ref}’ and ‘sd_{ref}’ being the average and standard deviation values of the reference metric for the same sub-region.

SES normalization allowed us to identify the direction of deviation from values in LIRRs and allowed a direct comparison of metrics, regardless of river typology.

Taking into account the discrimination efficiency of each variable (DE, Ofenböck *et al.*, 2004) (see Fig. 2), we determined the type of response of each metric in impaired conditions. A given metric could exhibit three response patterns (see Fig. 2 for an illustration): (i) not responding significantly to the impairment (type 1) (i.e. the distribution of values from IRR assemblages was not different from the distribution of values from LIRR assemblages, and so neither $DE_{SES(25)}$ nor $DE_{SES(75)}$ were higher than 0.25) , (ii) decreasing with increasing impairment (type 2) (i.e. if $DE_{SES(25)} > 0.25$ and $DE_{SES(75)} < DE_{SES(25)}$), (iii) increasing with increasing impairment (type 3) (i.e. if $DE_{SES(75)} > 0.25$ and $DE_{SES(25)} < DE_{SES(75)}$). Last, we determined the reference and the worst value of each metric. The reference value corresponded to the highest (type 1 or 2) or the lowest (type 3) value this metric could take in the LIRRs from a given sub-region. The worst metric value corresponded to the lowest (type 1 or 2) or highest (type 3) value a metric could take in the IRRs from the whole data set. The 5th and the 95th percentiles of the distribution of values for a given metric were used as reference or worst values. The 5th and 95th percentiles were used rather than the lowest and the highest values of the distribution in order to eliminate extreme metric values (Ofenböck *et al.*, 2004).

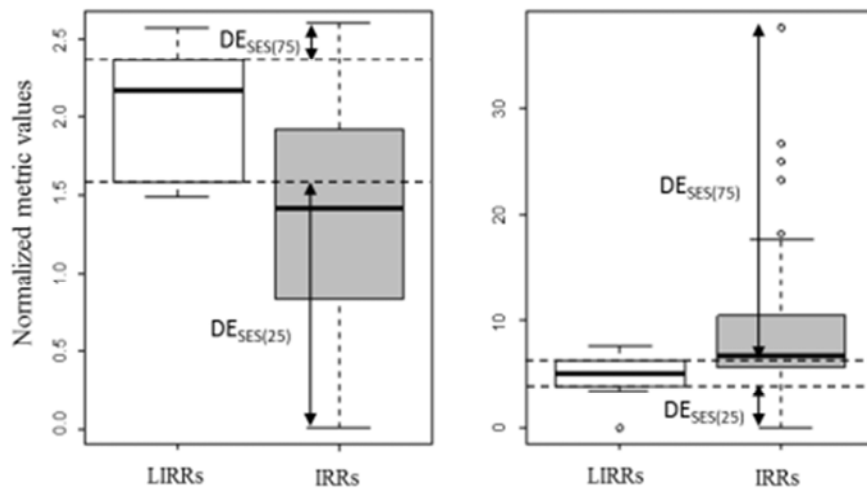


Fig. 2. Boxplot of the discrimination efficiency of normalized metric (DE) decreasing (a) or increasing (b) with increasing anthropogenic pressure. Boxplots represent SES value distribution of metrics in least impaired river reaches (LIRRs, white box) and impaired river reaches (IRRs, grey box). Rectangles delineate the 1st and 3rd quartiles; the thick lines represent the medians; circles are extreme points; bars are maxima and minima.

Metric normalization

In order to identify similar patterns in metric response to anthropogenic pressures for all stream types, and thus to facilitate the selection of metrics used at a large spatial scale, the observed values of the metrics were previously transformed into ecological quality ratio (EQR) between observed and reference conditions for the same stream type.

Ecological Quality Ratios (EQR) were calculated following Hering *et al.* (2006), using formula [2] for metrics of types 1 and 2 and formula [3] for metrics of type 3.

$$\text{EQR} = (\text{Obs} - \text{lower}) / (\text{upper} - \text{lower}) \quad [2]$$

$$\text{EQR} = 1 - (\text{Obs} - \text{lower}) / (\text{upper} - \text{lower}) \quad [3]$$

with "Obs": the metric value observed for a given sampling point. For equation [2] "Upper" and "Lower" correspond to the "best" and "worst" value for this metric on the same type of streams, while in equation [3] "Upper" and "Lower" correspond to the "worst" and "best" value of the metric.

Following the WFD guidelines, EQRs were bounded between 0 and 1. If observed values were greater than the best value (if quality is higher than the reference data set), the value of the EQRs was limited to 1. Conversely if the values were smaller than the EQR worst value (if quality is lower than the worst values), the value of the EQR was fixed as 0.

Metric selection

Our aim here was to determine metrics which best distinguished non-impacted sites from the impacted ones. We selected metrics exhibiting the best trade-off between (i) high discrimination efficiency (DE) (ii) low specificity, and (iii) high stability under reference conditions (Mondy *et al.*, 2012).

The DE of a metric was calculated as the proportion of IRR assemblages with lower EQR values than the first quartile of the LIRR value distribution. The stability of a metric in reference condition (i.e. LIRRs) was assessed using the coefficient of variation (CV) of EQR values distribution from LIRR assemblages. Robust estimates of DE and CV were obtained through a bootstrap procedure (mean of 100 calculations, each calculation using 60 % of the sites randomly selected from the data set). We first selected the metrics which simultaneously exhibited a high DE and a high stability in LIRRs (average DE ≥ 0.6 and average CV in LIRRs $\leq 1/3$).

Since we aimed at building a generalist index, metrics with a low specificity were preferred, i.e. we selected metrics which were significantly correlated (linear regressions, $\alpha < 0.05$) to a high number of environmental variables reflecting site degradation. Thus, metrics significantly correlated to at least 9 water quality variables out of 13, and 1 to land use variables among the the 3 ones were selected.

To avoid redundancy, candidate metrics providing the same biological or ecological information (e.g. ‘taxonomic richness in group A’ and ‘taxonomic richness in groups A+B’) were gathered into homogenous groups on the biological and ecological information returned. Only the metric with the lowest specificity and the highest DE for a given group of metrics has been selected for possible inclusion in the multimetric index. Last, in order to limit the number of metrics, previously selected metrics were put into a correlation matrix. Metrics with $> 75\%$ correlation were grouped and we selected the best metrics for each groups.

IBMA calculation

The IBMA was calculated as:

$$\text{IBMA} = \frac{\sum(\text{DE}_m \times \text{EQR}_m)}{\sum \text{DE}_m}$$

with IBMA: the Antillean Macroinvertebrate Biotic Index (*Indice Biologique Macroinvertébrés des Antilles* in French), DE_m : the discrimination efficiency of the metric ‘m’ and EQR_m : the EQR value of the metric ‘m’.

Ecological quality class boundaries

The range of IBMA scores can be subdivided into any number of categories corresponding to various level of impairment. In accordance with the WFD, we proposed five quality classes (i.e. ‘high’, ‘good’, ‘moderate’, ‘poor’ and ‘bad’ ecological quality). The identification of the ecological quality class boundaries was based on the distribution of the IBMA scores of the development data. The first quartile and the minimum value of the IBMA distribution in LIRRs were considered as the ‘high-good’ and the “good-moderate” boundaries, respectively (Fig. 3). Only ‘true LIRRs’ were considered to delimit ‘high’ and ‘good’ quality classes (lowlands sites in the North of Martinique which were used as LIRRs for the southern part of Martinique were excluded). The median and the first quartile values of the IBMA distribution in IRRs were considered as the ‘moderate-poor’ and ‘poor-bad’ boundaries, respectively.

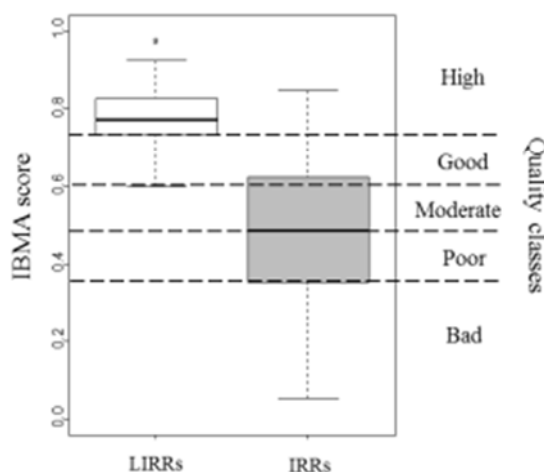


Fig. 3. Ecological quality class boundaries (black dashed lines) for IBMA. The boxplots represent the IBMA score distribution in least impaired river reaches (LIRRs; whites boxes) and impaired river reaches (IRRs; grey boxes) ranging from the 25th to the 75th percentile of the distribution. The thick line represents the median. The whiskers extend to the extreme data points. Dots represent outliers.

Test of the IBMA

The discrimination efficiency and the coefficient of variation in LIRRs of the IBMA were calculated on the whole development data set, and then for each island separately to evaluate the IBMA performance and its stability in the LIRRs of each island. Then, DE and CV of IBMA were compared with the discrimination efficiency and the coefficients of variations in LIRRs of the Shannon index which was used up to now to evaluate the ecological quality of sites in the French Lesser Antilles. To allow us direct comparison with IBMA scores, Shannon scores were bounded between 0 and 1.

To evaluate the robustness of the IBMA discrimination efficiency, IBMA scores were calculated on the test data sets, and the DEs obtained with the development and the test data sets were compared. Then, the stability of IBMA values in LIRRs was tested using two Kolmogorov-Smirnov tests. These tests were used to search for significant difference in the distribution of IBMA values from LIRRs between the two dry-season test sets and the development data set.

All statistical procedures were performed with R software (R Development Core Team, 2009).

RESULTS

Selection of metrics

Among the 411 tested metrics, 74 metrics exhibited a mean DE greater than 0.6 and an average CV in LIRRs $\leq 1/3$. Thirty-four of these 74 metrics significantly responded at least to 9 water quality variables (out of 13) and to 1 habitat quality variable (out of 3), simultaneously. From these 34 metrics, we eliminated redundant information by creating

groups of metrics that provide similar bio-ecological information. For instance, we kept the metric “number of Ephemeroptera, Trichoptera and Coleoptera in sample groups A+B” instead of “number of Ephemeroptera, Trichoptera and Coleoptera in group A” which was less discriminant. The final set of candidate metrics was composed of 17 metrics (Table 2; Appendix B), each selected metric exhibiting the highest mean DE of its groups. After considering pairwise correlations between these 17 metrics, 10 metrics were eliminated. Hence, the IBMA was finally composed of seven metrics: Boulders, Silt, Number of ETC taxa [A+B], Number of taxa [B+C], Shannon index-taxa [B+C], Number of Trichoptera taxa [B+C], Ephemeroptera abundance [B+C] (definition of metrics in Table 2). Reference and worst values for each metric are given in Appendix C.

Table 2. Observed responses to increasing anthropogenic disturbance of the 17 candidate metrics.

Candidate metrics	Definition	Observed response
BergerParker's index-taxa [B]	Berger Parker's index	Increase
Boulders [A+B+C]	Relative abundance of taxa living on such substrate	Decrease
Brillouin's index-taxa [B+C]	Brillouin's index	Decrease
Dominance's index-taxa [B+C]	Dominance's index	Increase
Ephemeroptera abundance [B+C]	Relative abundance of this taxonomic group	Decrease
Equitability [B]	Equitability	Decrease
Fisher-alpha's index-taxa [B+C]	Fisher-alpha's index	Decrease
Margalef's index-taxa [B+C]	Margalef's index	Decrease
Menhinick's index-taxa [B+C]	Menhinick's index	Decrease
Number of ET families [B+C]	Relative richness of Ephemeroptera and Trichoptera	Decrease
Number of ET taxa [B+C]	Relative richness of Ephemeroptera and Trichoptera	Decrease
Number of ETC taxa [A+B]	Relative richness of Ephemeroptera, Trichoptera and Coleoptera	Decrease
Number of taxa [B+C]	Relative richness	Decrease
Number of Trichoptera taxa [B+C]	Relative richness of Trichoptera	Decrease
Shannon's index-taxa [B+C]	Shannon's index	Decrease
Simpson's index-taxa [B+C]	Simpson's index	Decrease
Silt [A+B+C]	Relative abundance of taxa living on such substrate	Increase

Ecological quality class boundaries

The values of the IBMA ranged from 0.05 and 0.98 for the development data set. The ‘high–good’, ‘good–moderate’, ‘moderate–poor’ and ‘poor–bad’ boundaries were: 0.7324, 0.6003,

0.4866 and 0.3537, respectively (Fig. 3). These quality class boundaries were adjusted for the Southern Martinique (Cluster 6 in Bernadet *et al.*, 2013), where quality seemed to be under-evaluated due to the lack of appropriate LIRRs. The ‘high-good’ boundary was unchanged. The ‘moderate-poor’ and ‘poor-bad’ boundaries were fixed as 0.3500 and 0.2900, these values corresponding to the median and first quartile of the distribution of the Southern Martinique sub-region LIRRs scores. Finally, the ‘good-moderate’ boundary was arbitrarily fixed at 0.5000, by dividing the moderate-high range in two.

Test of the IBMA

Considering both islands and the development data set, the DE and CV in LIRRs of the IBMA were equal to 0.92 and 0.12, respectively. Values for the Shannon index were DE= 0.75 and CV= 0.19, respectively. Considering only the development data set of Guadeloupe, the DE and CV in LIRRs of the IBMA were 0.93 and 0.12, respectively, whereas the Shannon index values were 0.83 and 0.12 (Fig. 4a). Similarly, DE and CV in LIRRs of the IBMA and the Shannon index calculated on the development data set of Martinique were equal to 0.96 and 0.11, 0.63 and 0.22, respectively (Fig. 4b). DE and CV in LIRRs calculated on the tests data sets were equals to 0.86 and 0.18 for 2010, and 0.92 and 0.11 for 2012 (dry seasons). The distribution of IBMA scores from LIRR assemblages in the development and the test data sets exhibited no significant difference (Kolmogorov-Smirnov test with test data sets of dry season 2010 and dry season 2012, respectively: $D = 0.3218$, $p = 0.1560$ and $D = 0.2258$, $p = 0.3716$; Fig. 5).

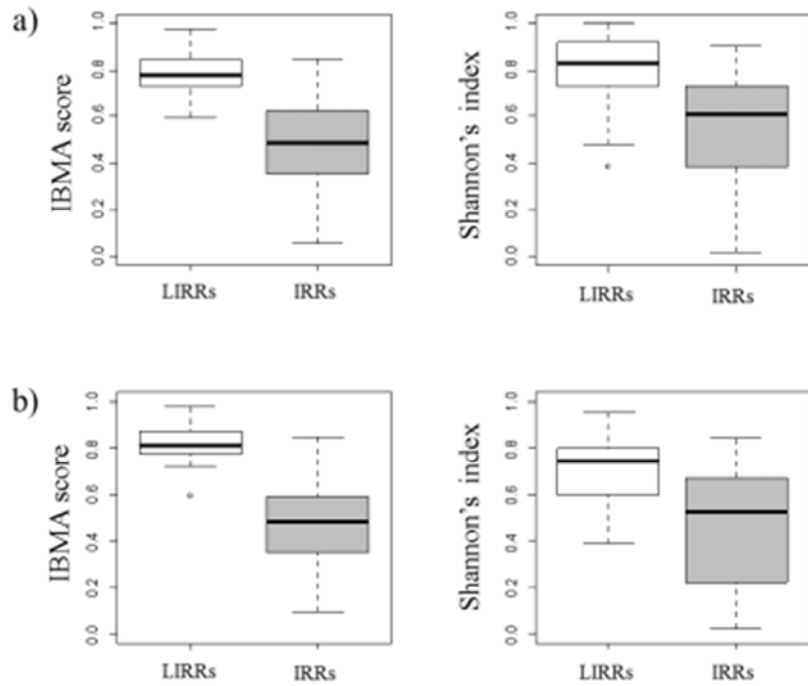


Fig. 4. Distribution of the IBMA and Shannon's index scores in Least Impaired River Reaches (LIRRs; white boxes) and Impaired River Reaches (IRRs; grey boxes) for Guadeloupe (a) and Martinique (b). Rectangles delineate the 1st and 3rd quartiles; the thick lines represent the medians; circles are extreme points; bars are maxima and minima.

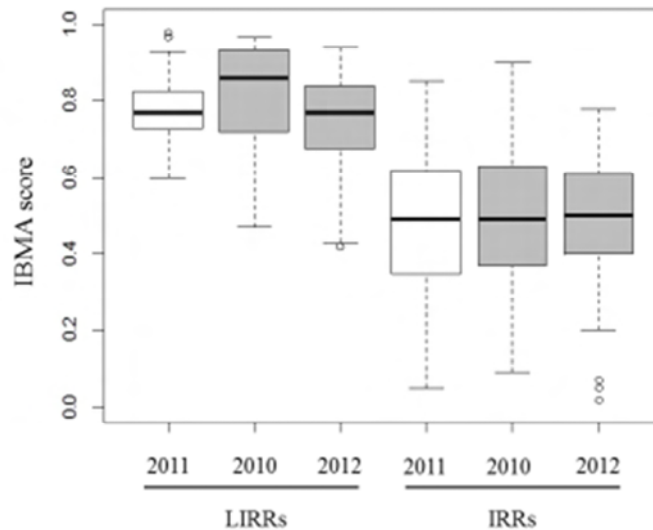


Fig. 5. Distribution of the IBMA scores in Least Impaired River Reaches (LIRRs) and Impaired River Reaches (IRRs) for the development data set (2011; white boxes) and the test data sets (2010 and 2012; grey boxes), and considering Martinique and Guadeloupe. Rectangles delineate the 1st and 3rd quartiles; the thick lines represent the medians; circles are extreme points; bars are maxima and minima.

DISCUSSION

The proposed IBMA is a multimetric, generalist index able to discriminate anthropogenic pressure from natural variability. We selected sampling sites that cover the gradients of environmental stressors encountered in Martinique and Guadeloupe. Despite this, some pressures categories were represented by a low number of sites on each island (e.g. only five sampling sites downstream a wastewater treatment plant in Martinique). Indeed, some cases are not abundant on these cramped territories. In addition, some impacts are not precisely identified for several sites due to a lack of information. Specifically, the organochlorine compound ‘chlordecone’ which contaminates soils and freshwater of Martinique and Guadeloupe following years of unrestricted use in banana plantations, still remains scarcely included in routine surveys and concentrations were not determined consistently. To date, the actual impacts of this molecule on macroinvertebrates are unidentified (Coat, 2009). In this context, it is difficult to identify metrics able to specifically discriminate one or a very small group of pressure categories, so a generalist index was much more suitable for identifying multiple pressure scenarii.

Our index performed well in separating reference and disturbed sites, since 92% of the reaches pre-classified as ‘impaired’ based on environmental criteria were also considered as ‘impaired’ by the IBMA. Compared to the Shannon index, the IBMA significantly improved the detection of impaired reaches by at least 10% for Guadeloupe and by up to 33% for Martinique. Testing the IBMA with an independent data set allowed us to demonstrate its stability in LIRRs and its robustness in terms of discrimination efficiency. Discrimination efficiencies of the IBMA were high, and varied between 0.86 and 0.92. These DEs remained in all cases higher than the DE of the Shannon index. However, the IBMA has limitations in Southern Martinique where reference sites are lacking due to spatially consistent human activities. The selection of appropriate reference sites is a critical step in developing a multimetric index because this facilitates comparisons between reference and impaired sites. The use of LIRRs from a neighbouring sub-region led us to under-evaluate river quality in Southern Martinique and therefore forced us to adapt the ecological class boundaries for this particular sub-region. Also, difficulties remain in this cluster regarding very high conductivity values of some sampling sites in relation to well-known geochemical anomalies due to the lithology (Lions *et al.*, 2008); high concentrations of Na, Ca, Mg, Cl) rather than to anthropogenic impacts. Compared to the Hydro-Ecoregion-based typology established for metropolitan France (HERs, Wasson *et al.*, 2002), Martinique and Guadeloupe have received few attention and typologies of water bodies proved insufficiently advanced and must be further refined (Wasson *et al.*, 2004; Chandresis *et al.*, 2005). Considering the current state of knowledge, the use of our biotypologies based on macroinvertebrate communities and physical-chemical features of rivers seemed to be more relevant than the strict hydroecoregions based on climate, geology and vegetation.

We selected seven metrics for the final index IBMA. Two of them (‘Boulders’ and ‘Silt’) are trait categories regarding substratum preferences of invertebrates. Preference for ‘Boulders’ (the largest mineral particles) decreased with reach impairment. Macroinvertebrates living on coarse mineral substrate are rheophilic taxa (Prodon, 1976), and generally include polluosensitive taxa in temperate streams (e.g. Philopotamidae). In contrast, preference for ‘Silt’ increased with reach impairment. Organisms living in silt (e.g. Chironomidae, Syrphidae) exhibit adaptations to survive in low oxygen environment (e.g. respiratory siphon of Syrphidae, hemoglobin of Chironomidae) conferring them resistance to pollution. The inclusion of traits indicating species ecological functions has many benefits (Charvet *et al.*, 1998) but usual ‘fuzzy coding’ procedures (Chevenet *et al.*, 1994) are lacking in tropical areas

where the autoecology of most species is poorly (or not) documented (Tomanova and Usseglio-Polatera, 2007; Moya *et al.*, 2011). The five others metrics are taxonomy-related, and typically decrease with reach impairment. Among them, three metrics (Ephemeroptera abundance [B+C], ETC taxa [A+B] and Trichoptera taxa [B+C]) consider Ephemeroptera and Trichoptera, which are well-known for their sensitivity to environmental degradation (Gabriels *et al.*, 2010). Abundance of Ephemeroptera is rarely used in multimetric indices (e.g. Moya *et al.*, 2007), although Ephemeroptera are widespread in river and particularly scarce in very impaired sites. Last, taxa richness ('Number of taxa [B+C]') and Shannon's diversity index (Shannon's index-taxa [B+C]) are among the most reliable indicators in most multimetric indices, and show good responsiveness to human disturbance. Therefore they are widely used in several multimetric indices in both temperate (e.g. Mondy *et al.*, 2012) and tropical countries (e.g. Moya *et al.*, 2011; Helson and Williams, 2013). Finally, metrics included in the IBMA take into account all sample groups [A, B, C] and thus confirm that the normalized AFNOR sampling protocol developed for metropolitan France can be used in neotropical areas without change.

The IBMA fulfills the WFD requirements of taking into account the abundance and diversity of taxa. Another requirement is that ecological evaluation has to regard sensitivity of taxa to pollution (European Council, 2000). None of our final metrics correspond to a direct measure of pollution sensitivity. To date, tolerance values are lacking for the local fauna and several studies have cautioned that tolerance values in the temperate regions do not apply to the neotropics (Moya *et al.*, 2007). Initially, the ET/Diptera and ET/(Diptera + Oligochaeta) ratios were considered as candidate metrics indicating tolerance, but they were not selected by our statistical procedures.

Taxonomic resolution is an important issue in biological assessments (Bailey *et al.*, 2001). Many rapid bioassessment methods prefer family-level identification for rapidity, convenience and cost benefits (Thorne and Williams, 1997). However, it is often claimed that congeneric species exhibit different levels of tolerance and different ecological traits. Higher taxonomic resolution provides more precise ecological information, thereby enabling to detect multiple stressors and discriminate more accurately differences in biological integrity. We combined family-level identifications (minimal taxonomic knowledge, e.g. Diptera), genus-level identifications (e.g. Trichoptera, most Ephemeroptera) and species-level identifications (e.g. Odonata, Decapoda, Caenidae), and this appeared to be a good trade-off between routine surveys requirements and the bioassessment tool sensitivity.

In conclusion, the IBMA is the very first biomonitoring tool developed for the French Lesser Antilles, an overseas region of Europe populated by more than 800 000 inhabitants. Not only it significantly improves the detection of impaired reaches when compared to former practice, but it also fulfills the WFD requirements as far as possible regarding the current state of knowledge of the fauna of the French Lesser Antilles. As a generalist index, the IBMA is sensitive to the current range of potential disturbances (including both water quality and habitat degradation of reaches). It considers both taxonomic characteristics and biological traits of benthic macroinvertebrate assemblages. Before any improvement of this index comes into consideration, the typologies of water bodies of Martinique and Guadeloupe should be refined and additional studies must be conducted to improve our biological and ecological knowledge of the local fauna (particularly as regards pollution sensitivity of taxa). As the index developed in this study is the first multimetric index based on macroinvertebrates developed in the Lesser Antilles, it may also prove relevant to neighboring islands such as Dominica.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by the French *Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Martinique et de Guadeloupe (Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement/ DEAL Martinique/ DEAL Guadeloupe)*, the *Office de l'Eau Martinique*, the *Office de l'Eau Guadeloupe* and the *Office National de Eau et des Milieux Aquatiques*. CB is supported by an ANRT-CIFRE grant n°460/2010; HTP is supported by an ANRT-CIFRE grant n°912/2010.

REFERENCES

- AFNOR 2009. Qualité de l'eau-Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. XP T 90-333. 15 pp.
- Bailey RC, Norris RH, Reynoldson TB. 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society* **20**: 280-286.
- Bailey RC, Norris RH, Reynoldson TB. 2003. Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach. Kluwer Academic Publishers: New York.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Peryphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-022. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, EPA 841-B-99-002.
- Bernadet C, Touron-Poncet H, Desrosiers C, Compin A, Bargier N, Céréghino R. 2013. Invertebrate distribution patterns and river typology for the implementation of the water framework directive in Martinique, French Lesser Antilles. *Knowledge And Management of Aquatic Ecosystems* **408**: 1-15. DOI: 10.1051/kmae/2013036.
- Bonada N, Prat N, Resh VH, Statzner B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* **51**: 495-523. DOI : 10.1146/annurev.ento.51.110104.151124.
- Chandesris A, Wasson JG, Pella H. 2005. Hydro-écorégions de la Martinique : Propositions de régionalisation des écosystèmes aquatiques en vue de l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Rapport Cemagref, 19 pp.
- Charvet S, Kosmala A, Statzner B. 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv Fur Hydrobiologie* **142**: 415-432.
- Chaves, ML, Costa JL, Chainho P, Costa MJ, Prat N. 2011. Are Water Framework Directive stream types biologically relevant? The case of the Mondego river, Portugal. *Ann. Limnol. Int. J. Lim* **47**: 119-131.
- Chevenet F, Dolédec S, Chessel D, 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* **31**: 295-309.
- Coat S. 2009. Identification du réseau trophique de rivière et étude de sa contamination par les pesticides organochlorés (Chlordécone et β -HCH) en Guadeloupe. PhD memories, Université des Antilles et de la Guyane, Pointe-à-Pitre, 253 pp.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* **81**: 163-182. DOI: 10.1017/S1464793105006950.

- European Council, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. 1-72.
- Friberg N, Bonada NR, Bradley DC, Dunbar MJ, Edwards FK, Grey J, Hayes RB, Hildrew AG, Lamouroux N, Trimmer M, Woodward G, Guy W. 2011. Biomonitoring of Human Impacts in Freshwater Ecosystems: The Good, the Bad and the Ugly. *Advances in Ecological Research, Academic Press* **44**: 1-68. DOI: 10.1016/B978-0-12-374794-5.00001-8.
- Gabriels W, Lock K, Pauw ND, Goethals PL. 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* **40**: 199-207. DOI: 10.1016/j.limno.2009.10.001.
- Gotelli NJ, McCabe DJ. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. *Ecology* **83**: 2091-2096.
- Helson JE, Williams DD. 2013. Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics. *Ecological Indicators* **29**: 167-178. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.12.030.
- Hering D, Verdonschot PFM, Moog O, Sandin L. 2004. Integrated assessment of running waters in Europe. *Hydrobiologia* **516**: 1-379.
- Hering D, Feld C, Moog O, Ofenböck T. 2006. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* **566**: 311-324. DOI: 10.1007/s10750-006-0087-2.
- Jenkins M. 2003. Prospects for biodiversity. *Science* **302**: 1175-1177.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27. DOI: 10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2.
- Kelly FL, Harrison AJ, Allen M, Connor L, Rosell R. 2012. Development and application of an ecological classification tool for fish in lakes in Ireland. *Ecol. Indic.* **18**: 608-619.
- Lions J, Allier D, Pinson S, Vittecoq B. 2008. Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines en Martinique. Technical Report BRGM RP- 56748-FR, 124 pp.
- Lücke JD, Johnson RK. 2009. Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric or multivariate approaches. *Ecological Indicators* **9**: 659-669. DOI: 10.1016/j.ecolind.2008.08.005.
- Mondy CP, Villeneuve B, Archambault V, Usseglio-Polatera P. 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I₂M₂) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: a taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators* **18**: 452-467. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.12.013.
- Moya N, Hughes RM, Dominguez E, Gibon FM, Goitia E, Oberdorff T. 2011. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecological Indicators* **11**: 840-847. DOI: 10.1016/j.ecolind.2010.10.012.
- Moya N, Tomanova S, Oberdorff T. 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Secure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* **589**: 107-116.
- Ofenböck T, Gerritsen J, Barbour M. 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia* **516**: 251-268.
- R Development Core Team. 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Stark BP. 2000. Notes on the Anacroneuria (Plecoptera: Perlidae) of Guyana with the description of a new species. *Aquat. Insect* **22**: 305–310.
- Thorne RS, Williams WP. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: A multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* **37**: 671-686.
- Tomanova S, Usseglio-Polatera P. 2007. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology* **170**: 243-255.
- Touron-Poncet H, Bernadet C, Compin A, Bargier N, Céréghino R. 2013. River classification as the basis for freshwater biological assessment in overseas Europe: issues raised from Guadeloupe (French Lesser Antilles). *International Review of Hydrobiology* **98**: 34-43. DOI: 10.1002/iroh.201201475.
- Usseglio-Polatera P, Bournaud M, Richoux P, Tachet H. 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia* **422/42**: 153–162.
- Wasson JG, Chandesris A, Pella H, Blanc L. 2002. Les hydro-écorégions de France métropolitaine: approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. Cemagref, Lyon, 190 pp.
- Wasson JG, Chandesris A, Pella H. 2004. Hydro-écorégions de la Guadeloupe. Proposition de régionalisation des écosystèmes aquatiques en vue de l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Rapport Cemagref, 20 pp.

Appendix A. Taxonomic levels required for the calculation of the IBMA.

Taxa		Required taxonomic level
Hydracarina		Phylum
Nemertea		Phylum
Polychaeta		Class
Oligochaeta		Class
Turbellaria		Family
Annelida		Family
Mollusca/Gastropoda	Except <i>Gundlachia radiata</i> , <i>Amerianna carinata</i>	Family
	<i>Gundlachia radiata</i> , <i>Amerianna carinata</i>	Species
Mollusca/Bivalvia		Species
Crustacea/Amphipoda		Genus
Crustacea/Decapoda	Except <i>Atya sp.</i> , <i>Macrobrachium sp.</i> , <i>Potimirim sp.</i>	Species
	<i>Atya sp.</i> , <i>Macrobrachium sp.</i> , <i>Potimirim sp.</i>	Genus
Crustacea/Malacostraca		Species
Crustacea/Ostracoda		Class
Trichoptera		Genus
Ephemeroptera	Except Caenidae	Genus
	Caenidae	Species
Heteroptera		Genus
Coleoptera	Except Staphilinidae	Genus
	Staphilinidae	Family
Diptera	Except Ceratopogonidae, Chironomidae, Psychodidae	Family
	<i>Maruina sp.</i>	
	Ceratopogonidae, Chironomidae (Except Chironominae)	Sub-family
	Chironominae	Tribe
	Psychodidae <i>Maruina sp.</i>	Genus
Odonata		Species
Lepidoptera	Except Pyralidae	Order
	Pyralidae	Family

Appendix B. Mean discrimination efficiency (DE), mean coefficient of variation (CV) and responses to the 13 water quality and the 3 habitat degradation variables of the 17 candidate metrics.

Candidate metrics	Mean DE	Mean CV	No. of significant responses	
			Water quality	Habitat degradation
BergerParker's index-taxa [B]	0.68	0.13	11	3
Boulders [A+B+C]	0.87	0.28	9	3
Brillouin's index-taxa [B+C]	0.69	0.17	11	3
Dominance'index-taxa [B+C]	0.70	0.11	9	3
Ephemeroptera abundance [B+C]	0.62	0.28	11	2
Equitability [B]	0.70	0.17	10	2
Fisher-alpha's index-taxa [B+C]	0.73	0.17	10	3
Margalef's index-taxa [B+C]	0.67	0.19	11	3
Menhinick's index-taxa [B+C]	0.77	0.25	10	3
Number of ET families [B+C]	0.65	0.19	9	3
Number of ET taxa[B+C]	0.62	0.10	12	3
Number of ETC taxa [A+B]	0.79	0.18	11	3
Number of taxa [B+C]	0.64	0.20	10	2
Number of Trichoptera taxa [B+C]	0.74	0.17	11	3
Shannon's index-taxa [B+C]	0.73	0.14	11	3
Simpson's index-taxa [B+C]	0.70	0.11	10	3
Silt [A+B+C]	0.67	0.22	9	2

Appendix C. Reference and worst values of the seven IBMA individual metrics for the six sub-regions of Martinique and Guadeloupe.

Sub-region	Reference values	Boulders [A+B+C]	Silt [A+B+C]	Number of ETC taxa [A+B]	Number of taxa [B+C]	Shannon's index-taxa [B+C]	Number of Trichoptera taxa [B+C]	Ephemeroptera abundance [B+C]
Cluster 1	Best value	1.3386	-1.2654	0.9271	1.2271	1.3029	0.8977	1.6720
Cluster 2	Best value	1.5868	-1.2677	1.6194	1.3989	1.3274	1.3035	1.1347
Cluster 3	Best value	1.3047	-1.1035	0.9279	0.8011	1.2041	1.2105	1.3228
Cluster 4	Best value	0.9590	-1.4706	1.2739	0.2133	0.1633	0.1677	0.7630
Cluster 5	Best value	1.1808	-1.0122	1.1367	1.2308	1.0935	1.1630	1.1346
Cluster 6	Best value	1.1230	-0.7536	1.1529	1.1301	1.1615	0.8042	1.0204
All sub-regions	Worst value	-3.1315	4.1702	-5.1889	-4.2128	-6.1363	-4.8361	-2.9984

